

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

FLAVIA ANDREA DA SILVA CABRAL

BIOFILTRAÇÃO PARA DESODORIZAÇÃO DE REATORES ANAERÓBIOS

Dissertação apresentada à Universidade Federal
de Santa Catarina, para
obtenção do título de Mestre em
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Florianópolis - SC
Novembro 2003.

BIOFILTRAÇÃO PARA DESODORIZAÇÃO DE REATORES ANAERÓBIOS

FLAVIA ANDREA DA SILVA CABRAL

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de tecnologia de Saneamento Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Antonio Eduardo Giansante, Dr.

Prof. Hugo Moreira Soares, PhD.

Prof. Henrique de Melo Lisboa, Dr.

Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.
(Coordenador)

Paulo Belli Filho, Dr.
(Orientador)

Florianópolis, Sc – Brasil

Novembro/ 2003

À minha família
Pelo amor, apoio e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pelo dom da vida e tudo o que nela existe

Aos meus pais, pelo amor e apoio incondicional em todos os momentos decisivos em minha vida.

Ao Prof. Paulo Belli Filho pelo apoio e ensinamentos.

A todos os amigos, em especial, as amigas Claudia, Fernanda e Suzele, pelos momentos de alegria e descontração.

A amiga Gersina, pelo apoio e colaboração na finalização deste trabalho.

Ao Adriano, pelo amor e companheirismo.

Ao LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente, pelos equipamentos.

Aos bolsistas Matheus, Hellen, Alexandre e Nadja pelo apoio durante a realização desta pesquisa.

Ao programa PROSAB/FINEP - Programa de Saneamento Básico a qual esta pesquisa esteve inserida.

Ao CNPq, instituição que forneceu a bolsa para o mestrado.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	1
1 INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO II	4
2 OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo Geral	4
2.2 Objetivos Específicos	4
CAPÍTULO III	5
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Definição de odores	5
3.2 Percepção dos odores	5
3.3 Características dos odores	7
3.4 Amostragens dos compostos odorantes	8
3.4.1 Amostragens sem concentração dos compostos odorantes	8
3.4.1.1 Sacos em materiais plásticos	9
3.4.2 Amostragem com concentração dos compostos odorantes	9
3.4.2.1 Amostragem por absorção	9
3.4.2.2 Amostragem por adsorção	10
3.5 Métodos de análises dos compostos odorantes	10
3.5.1 Medidas físico-químicas	11
3.5.2 Medidas sensoriais - Olfatometria	12
3.5.2.1 Intensidade do odor	13
3.5.2.2 Medida do nível de agrado ou valor hedônico	15
3.5.2.3 Caráter do odor	16
3.5.3 Nariz eletrônico	16
3.6 Processos biológicos de tratamento de gases odorantes	16
3.6.1 Degradação do substrato.	17
3.6.1.1 Mecanismos de oxidação do gás sulfídrico (H ₂ S)	18
3.6.1.2 Mecanismos de degradação da amônia (NH ₃)	19
3.6.2 Fatores ambientais	20
3.6.2.1 Temperatura	21
3.6.2.2 pH	21
3.6.2.3 Umidade	21
3.6.2.4 Oxigênio	22

3.6.2.5	Nutrientes	22
3.6.3	Cinética de degradação	22
3.7	Reatores biológicos de tratamento dos gases odorantes	22
3.7.1	Leito bacteriano ou biopercolador	23
3.7.2	Lavadores biológicos	24
3.7.3	Biofiltros	25
3.7.4	Custos	29
3.8	Legislação	30
3.8.1	Legislação Mundial	31
3.8.2	Legislação brasileira	32
3.8.2.1	Legislação do estado de Santa Catarina	32
3.8.2.2	Legislação do estado do Paraná	33
CAPÍTULO IV		34
4	MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1	Etapa preliminar: Utilização de um biofiltro com composto orgânico no tratamento de gases mal odorantes de um reator anaeróbio.	34
4.1.1	Biofiltro em escala piloto	34
4.1.1.1	Monitoramento do biofiltro em conjunto com o reator anaeróbio	35
4.1.1.2	Condições operacionais	36
4.2	Aplicação de um biofiltro no tratamento de gases mal odorantes, utilizando como material filtrante a turfa.	37
4.2.1	Biofiltro em escala piloto	37
4.2.2	Fonte natural de gases mal odorantes.	38
4.2.3	Fonte sintética de gás mal odorante	40
4.2.4	Monitoramento do biofiltro	40
4.2.4.1	Fase 1: Monitoramento do biofiltro em conjunto com o digestor anaeróbio	40
4.2.4.2	Fase 2: Monitoramento do biofiltro utilizando a fonte sintética de gás mal odorante	41
4.2.4.3	Condições operacionais	42
4.2.4.4	Parâmetros de monitoramento do biofiltro	43
4.2.5	Metodologia de análise dos compostos odorantes	45
4.2.5.1	Análise química	45
4.2.5.2	Análise olfatométrica	46
4.2.6	Procedimento para o monitoramento do biofiltro na fase 1.	49
4.2.7	Procedimento para o monitoramento do biofiltro na fase 2.	50
4.2.8	Análise do meio filtrante	50
CAPÍTULO V		52
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	52

5.1	Utilização de um biofiltro com composto orgânico no tratamento de gases mal odorantes de um reator anaeróbio do tipo tanque séptico.	52
5.1.1	Comportamento do biofiltro para o gás sulfídrico	52
5.1.2	Comportamento do biofiltro para a amônia	54
5.1.3	Análise olfatométrica	55
5.1.4	Composição do meio filtrante	57
5.2	APLICAÇÃO DE UM BIOFILTRO NO TRATAMENTO DE GASES MAL ODORANTES, UTILIZANDO TURFA COMO MATERIAL FILTRANTE.	58
5.2.1	Parâmetros operacionais.	59
5.2.1.1	Inoculação	59
5.2.1.2	Umidade	59
5.2.1.3	pH	60
5.2.1.4	Temperatura	60
5.2.2	Avaliação do biofiltro utilizando como fonte de gases mal odorante um digestor anaeróbio.	60
5.2.2.1	Comportamento do biofiltro para o gás sulfídrico.	61
5.2.2.2	Comportamento do biofiltro para a amônia	63
5.2.2.3	Comportamento do biofiltro em relação à análise olfatométrica.	65
5.2.3	Avaliação do biofiltro utilizando uma fonte sintética de gás mal odorante.	68
5.2.4	Caracterização do material filtrante (Turfa)	69
5.2.5	Microscopia eletrônica de varredura	70
CAPÍTULO VI		73
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	73
6.1	CONCLUSÕES	73
6.2	RECOMENDAÇÕES	75
CAPÍTULO VII		76
7	BIBLIOGRAFIA	76

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 3.1 - Processo de percepção dos odores</i>	6
<i>Figura 3.2 - Curva de Stevens</i>	14
<i>Figura 3.3 - Escala de classificação do odor através do tom hedônico.</i>	15
<i>Figura 3.4 - Mecanismos biológicos para eliminar o gás sulfídrico e a amônia</i>	18
<i>Figura 3.5 - Esquema de um biopercolador</i>	24
<i>Figura 3.6 - Esquema do princípio de um biolavador</i>	25
<i>Figura 3.7 - Corte longitudinal de um biofiltro aberto</i>	27
<i>Figura 3.8 - Biofiltro fechado</i>	27
<i>Figura 4.1 - Diagrama esquemático do biofiltro piloto em conjunto com o tanque séptico</i>	36
<i>Figura 4.2 - Biofiltro piloto com seu aparato experimental.</i>	38
<i>Figura 4.3 - Lay out do digestor anaeróbio e o biofiltro.</i>	39
<i>Figura 4.4 - Diagrama esquemático dos frascos lavadores.</i>	45
<i>Figura 4.5 - Apresentação dos 3 primeiros frascos.</i>	48
<i>Figura 4.6 - Apresentação dos 2 frascos restantes.</i>	48
<i>Figura 4.7 - Sacola contendo gás coletado na saída.</i>	49
<i>Figura 4.8 - Sacola Tedlar e Frascos com soluções de 1-butanol.</i>	49
<i>Figura 5.1 - Evolução da concentração de H_2S para o biofiltro com composto orgânico</i>	53
<i>Figura 5.2 - Evolução da concentração de NH_3 no biofiltro com composto orgânico.</i>	54
<i>Figura 5.3 - Evolução da intensidade odorante aplicando a VSG de $60\text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$</i>	56
<i>Figura 5.4 - Evolução da concentração de H_2S no biofiltro com turfa</i>	61
<i>Figura 5.5 - Evolução da concentração de NH_3 no biofiltro com turfa</i>	63
<i>Figura 5.6 - Evolução das concentrações de H_2S e NH_3 no biofiltro.</i>	64
<i>Figura 5.7 - Evolução da intensidade odorante no biofiltro com turfa, sem o fornecimento diário de umidade.</i>	65
<i>Figura 5.8 - Evolução da intensidade odorante, com o fornecimento diário de umidade.</i>	66
<i>Figura 5.9 - Evolução da intensidade odorante no biofiltro com turfa.</i>	68
<i>Figura 5.10 - Turfa in natura aumento de 15x.</i>	71
<i>Figura 5.11 - Turfa in natura aumento de 100x</i>	71
<i>Figura 5.12 - Turfa in natura aumento de 1000x</i>	71
<i>Figura 5.13- Turfa Biofiltro aumento de 15x.</i>	71
<i>Figura 5.14 - Turfofiltro aumento de 100x.</i>	71
<i>Figura 5.15-Turfa Biofiltro aumento de 1000x</i>	72
<i>Figura 5.16 - Turfa Biofiltro aumento de 1000x de 10</i>	72

ÍNDICE DE TABELAS

<i>Tabela 3.1 - Limiar olfativo para uma escala de odores.</i>	<i>7</i>
<i>Tabela 3.2 - Soluções absorventes para compostos odorantes</i>	<i>10</i>
<i>Tabela 3.3 - Adsorventes e suas utilizações</i>	<i>10</i>
<i>Tabela 3.4 - Técnicas de análises físico-químicas.</i>	<i>11</i>
<i>Tabela 3.5 - Velocidade de biodegradação de compostos voláteis.</i>	<i>17</i>
<i>Tabela 3.6 - Custos de investimentos para diferentes tipos de reatores.</i>	<i>29</i>
<i>Tabela 3.7 - Comparação das tecnologias com suas vantagens e desvantagens.</i>	<i>30</i>
<i>Tabela 4.1 - Condições operacionais aplicadas ao Biofiltro na etapa preliminar</i>	<i>36</i>
<i>Tabela 4.2 - Condições operacionais aplicadas no biofiltro nas fases 1 e 2.</i>	<i>42</i>
<i>Tabela 4.3 - Escala de diluição da solução padrão de 1-butanol.</i>	<i>47</i>
<i>Tabela 5.1 - Composição do composto orgânico “in natura” e após a fase experimental.</i>	<i>58</i>
<i>Tabela 5.2 - Composição da turfa “in natura” e após a fase experimental</i>	<i>69</i>

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AFNOR	Associação Francesa de Normatização
ASTM	Sociedade Americana de Testes e Materiais
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CEN	Comunidade Européia de Normatização
CIDASC	Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
LEEA	Laboratório Experimental de Engenharia Ambiental
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
PPGEA	Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados unidos
VDI	Associação Alemã de Engenharia
LPO	Limite de Percepção de Odor
MES	Padrão Máximo de Emissão
MIS	Padrão Máximo de Impacto
IO	Intensidade Odorante
MF	Muito forte
F	Forte
M	Médio
f	Fraco
mf	Muito fraco
UO	Unidade de odor
VSG	Velocidade Superficial de Gás
COV	Composto Orgânico Volátil

RESUMO

Os incômodos odorantes provenientes de diversas fontes proporcionam um impacto real sobre as pessoas e o seu bem estar. Entre estas fontes, destacam-se as estações de tratamento de águas residuárias, que através do processo anaeróbio geram compostos mal odorantes. Com o objetivo de evitar que os odores presentes nos processos anaeróbios inviabilizem sua aplicação, no tratamento de efluentes, tem-se desenvolvido pesquisas com a finalidade de tratar os odores gerados nesses processos. Partindo dessa premissa, o presente trabalho tem como objetivo, avaliar as emissões provenientes de diferentes fontes de mal odores, utilizando como alternativa tecnológica um biofiltro. A parte experimental foi dividida em duas fases: na primeira, avaliou-se o comportamento de um biofiltro com leito de composto orgânico, no tratamento dos gases provenientes de um reator anaeróbio do tipo tanque séptico, e na segunda, avaliou-se um biofiltro com leito de turfa no tratamento de gases mal odorantes provenientes de um digestor de lodos e de uma fonte sintética de gases mal odorantes. Foi avaliada a eficiência dos biofiltros quantificando os compostos odorantes através de análises químicas, a eficiência de desodorização foi avaliada através de análise olfatométrica com um júri de pessoas. O período de monitoramento do biofiltro com leito de composto orgânico foi em torno de 140 dias, com aplicação de duas velocidades superficiais de gás (60 e 40 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$). O biofiltro com leito de turfa foi monitorado durante aproximadamente 350 dias, onde foram aplicadas sete velocidades superficiais de gás (27, 53, 38, 44, 66, 84 e 100 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$). As concentrações médias de gás sulfídrico obtidas no biofiltro com composto orgânico variaram de 0,304 a 0,0242 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ para a entrada e 0,194 a 0,0171 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ para a saída, chegando a apresentar eficiência de remoção de 98% para o referido composto. Contudo, ao final do experimento a eficiência média ficou em torno de 50%. Em relação à amônia, as concentrações de entrada para o biofiltro apresentaram pico máximo de 0,00436 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ e mínimo de 0,00022 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, com eficiência de remoção de 86%. A avaliação olfatométrica apresentou intensidades odorantes variando de fraco a muito forte na entrada e muito fraco a muito forte na saída. Para o biofiltro com leito de turfa, utilizando uma fonte natural de gases mal odorantes, a eficiência de remoção do gás sulfídrico ficou em torno de 43%, apresentando concentrações variando de 0,467 a 0,023 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ na entrada e de 0,430 a 0,0251 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ na saída. A eficiência de remoção para a amônia foi de 90%, apresentando concentrações variando de 0,0205 a 0,00213 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ na entrada e de 0,00464 a 0,00026 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ na saída. A análise olfatométrica apresentou intensidades odorantes variando de médio a muito forte na entrada e de fraco a muito forte na saída. O biofiltro com leito de turfa, usado no tratamento do gás de uma fonte sintética, obteve na avaliação da análise olfatométrica intensidades odorantes variando de médio a muito forte na entrada e de fraco a forte na saída.

ABSTRACT

Odor nuisances caused by several sources provide a real impact on people and on their welfare. Among these sources, greater emphasis is laid on the wastewater treatment works which produce odor compounds by means of anaerobic process. With the objective of preventing odors from being present in anaerobic processes which permit the application in wastewater treatment, studies aiming at treating odors generated in these processes have been developed. Thus, the present study has the objective of assessing emissions originated from different sources of offensive odors, making use of a biofilter as a technological alternative. The experimental stage was unfolded into two phases: in the first phase, a biofilter behavior with organic compound bed in the treatment of gases which stemmed from an anaerobic reactor of septic tank type was evaluated, and in the second phase, a biofilter with peat bed in the treatment of odor gases originated from a sludge-digestion tank and from a synthetic source of odor gases was evaluated. The efficiency of both biofilters was then assessed by means of quantification of odor concentration through chemical analyses whereas the efficiency of deodorization was assessed through the sense of smell detection by a panel of observers. The monitoring period of biofilter with organic compound bed was about 140 (one hundred and forty) days, and two superficial gas rates (60 and $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) were applied. The biofilter with peat bed was monitored for approximately 350 (three hundred and fifty) days, having seven superficial gas rates applied (27 , 53 , 38 , 44 , 66 , 84 e $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$). The mean concentrations of the sulfide gas obtained from the biofilter with organic compound ranged from $0,304$ to $0,0242 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ for the inlet, and from $0,194$ to $0,0171 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ for the outlet, reaching the removal efficiency of 98% for the referred compound. Nevertheless, when the experiment was about to be concluded, the mean efficiency declined to about 50%. Concerning ammonia, the outlet concentrations for the biofilter demonstrated the peak of $0,00436 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ and minimum of $0,00022 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, presenting removal efficiency of 86%. The sense of smell evaluation presented odorant intensity, which ranged from weak to very strong at the inlet, and from very weak to very strong at the outlet. In relation to the biofilter with peat bed of which a natural source of offensive odor gases was used, the removal efficiency of the sulfide gas was about 43%, presenting concentrations varying from $0,467$ to $0,023 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ in the inlet, and from $0,430$ a $0,0251 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ in the outlet. The removal efficiency for the ammonia was of 90%, presenting concentrations varying from $0,0205$ to $0,00213 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ in the inlet, and from $0,00464$ to $0,00026 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ in the outlet. The sense of smell analyses showed odorant intensity which varied from medium to very strong at the inlet, and from weak to very strong at the outlet. The biofilter with peat bed used in the treatment of a synthetic source gas obtained odorant intensity in the sense of smell analysis, ranging from medium to very strong in the inlet, and from weak to strong in the outlet.

CAPÍTULO I

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos a preocupação com odores tornou-se um tópico importante para diversas indústrias em todo o mundo. É freqüente a associação entre algumas instalações industriais como fontes de mal odores que causam verdadeiros tormentos às populações envolventes. Estes tipos de instalações abrangem as indústrias químicas e petroquímicas, as indústrias de papel e celulose, as agroindústrias e as estações de tratamento de resíduos (líquidos, sólidos e de dejetos de animais) entre outras. Com a redução das distâncias entre as zonas residenciais e industriais, bem como entre as áreas agrícolas e residenciais, reclamações, preocupações com a saúde e litígios, devidos a odores, tornaram-se prioridades. Os odores, as vezes, se manifestam de forma violenta e desagradável, contribuindo, muitas vezes, para a perturbação do bem estar em geral.

Segundo a EPA (2000), os odorantes quando inalados, interagem com o sentido do olfato e as pessoas percebem o odor. A percepção de um odor é um processo complexo. Uma demonstração disto é a variedade de conceitos comumente usados para definir odor. Para Hesketh e Cross (1989 apud CARVALHO, 2001), o odor é uma experiência sensorial. O nariz humano é um instrumento altamente sensível, capaz de detectar os odores de certos compostos químicos em concentrações extremamente baixas. Prokop (1996), define os odores como resultantes das sensações de moléculas químicas de natureza diversas, que interagem com o sistema olfativo, causando impulsos que são transmitidos ao cérebro.

Apesar da preocupação crescente, no Brasil, ainda são poucas as ações objetivando medir e/ou tratar os odores emanados por diversos processos industriais. Os poucos trabalhos realizados neste sentido refletem a complexidade do tema.

Distinguem-se duas famílias de métodos para medir os odores: a primeira é constituída pelos métodos físico-químicos que permitem identificar e quantificar com auxílio de instrumentos analíticos, os diferentes produtos presentes no ar odorante; a segunda são medidas sensoriais que são baseadas na resposta do sistema olfativo do ser humano, a olfatometria (LE CLOIREC, 1991).

No estudo da olfatometria, só o ser humano é capaz de dizer se uma mistura de moléculas é odorante ou não. Desta forma, a capacidade de perceber um odor varia notavelmente de um indivíduo a outro, o que confere uma subjetividade a este tipo de medida.

O odor é mensurável e quantificável usando técnicas padrão como as publicadas pela Sociedade Americana de Testes e Materiais (ASTM) (E679 e E544) e pela União Européia (MCGINLEY et al, 2002).

Existem muitas alternativas para o tratamento de gases mal odorantes, que dependendo das características dos poluentes, podem ser removidos através de métodos físicos e químicos como oxidação térmica, lavadores químicos, ozonização e adsorção por carvão ativado, e métodos biológicos como a biofiltração. Embora as técnicas físico químicas possam remover com eficiência os compostos odorantes da corrente gasosa, dentro de certas condições, a necessidade de adição de produtos químicos diariamente e da substituição do adsorvente resulta em custo de operação relativamente alto quando comparado com técnicas de tratamento biológico (POMEROY, 1982, apud MATOS, 2001).

A opção por um tratamento biológico tem sido cada vez mais freqüente, uma vez que os custos são relativamente menores comparados com as técnicas convencionais tais como a incineração ou a adsorção com carvão ativado.

O aparato utilizado na biofiltração dos gases é chamado biofiltro. Um biofiltro consiste de um reator preenchido com material orgânico ou inorgânico, povoado de microorganismos, onde os gases odoríferos atravessam a camada filtrante através de fluxo ascendente ou descendente. O mecanismo do processo de biofiltração inclui uma combinação de adsorção, absorção e degradação microbial. A umidade do meio filtrante fornece condições físicas e químicas apropriadas para a transferência dos contaminantes do ar na fase líquida e a biodegradação dos contaminantes na camada do biofilme (PHILIPS, 1997). O processo de biofiltração tem sido eficiente na redução dos incômodos olfativos bem como na redução das concentrações de alguns compostos odorantes.

Deshusses e Johnson (2000) relatam que o processo de biofiltração é adequado para tratamento de gases mal odorantes utilizando altas vazões e baixas concentrações de poluentes biodegradáveis. O baixo custo operacional e uma eficiência de remoção de 99% conferem à biofiltração uma vantagem em relação às outras técnicas de tratamento.

Desta forma, a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) através do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental (PPGEA) vem desenvolvendo pesquisas na área de gestão e tratamento de odores, buscando o desenvolvimento e consolidação de metodologias analíticas usadas para quantificar e qualificar os compostos odorantes. Belli Filho (1995) e De Melo Lisboa (1996) abriram caminho no estudo dos

odores, possibilitando o desenvolvimento de novas pesquisas em uma área ainda pouco difundida no Brasil.

Dando continuidade, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e o Programa de Pós – graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) desenvolvem pesquisas em gestão e tratamento dos odores aplicados a diferentes fontes de gases mal odorantes, das quais se destacam os trabalhos realizados por Carvalho, (2001); Truppel, (2002); Silva, (2002) e Cabral et al, (2002).

Buscando aprimorar os conhecimentos nessa área, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental criou o Laboratório de Controle de Qualidade do ar, com setor de olfatometria, com o objetivo de pesquisar e aplicar diferentes metodologias no estudo dos poluentes atmosféricos dentre os quais os odores, que vem sendo posto em prática na busca de alternativas para o desenvolvimento da gestão de qualidade do ar em refinarias de petróleo. Neste sentido, este trabalho apresenta uma avaliação da biofiltração no tratamento de gases proveniente de fontes antrópicas e sintética, aplicando metodologias analíticas para avaliar a eficiência de remoção dos odores. Esta pesquisa está inserida no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e foi financiada pelo FINEP em conjunto com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

CAPÍTULO II

2 OBJETIVOS

Apresentam-se os objetivos alcançados nesta pesquisa.

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a biofiltração usando diferentes materiais filtrantes para biodesodorizar gases mal odorantes integrada com a aplicação de metodologias alternativas de análises de eficiência de processos de tratamento.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar dois biofiltros um com composto orgânico e outro com turfa como materiais filtrantes para biodesodorizar mal odores.
- Avaliar um biofiltro com composto orgânico alimentado com gás odorante proveniente de um tanque séptico.
- Avaliar um biofiltro com turfa alimentado com biogás proveniente de um digestor anaeróbio e com H₂S sintético.
- Avaliação de metodologias analíticas para análise olfatométrica e química de gases odorantes.

CAPÍTULO III

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A seguir serão apresentados os conceitos necessários que formam o contexto desta pesquisa.

3.1 Definição de odores

Um odor é definido como uma sensação resultante da estimulação do órgão olfativo. A experiência de percepção de um cheiro é denominada odor (WEF, 1995).

Os odores são definidos como resultantes das sensações de moléculas químicas de naturezas diversas, interagidas com o sistema olfativo causando impulsos que são transmitidos ao cérebro (PROKOP, 1996).

Para Zhang et al, (2002) odor é a sensação que ocorre quando uma mistura de odorantes estimula os receptores na cavidade nasal. Em outras palavras, odor é uma variável psicofísica complexa, não uma simples variável física ou química.

3.2 Percepção dos odores

A percepção dos odores é consumada através do sistema olfativo que inclui no nariz o órgão do sentido, o epitélio olfativo. Segundo Morton (2002), o epitélio olfativo possui aproximadamente um milhão de células receptoras. As células receptoras se conectam ao bulbo olfativo, situado atrás dos olhos, acima da cavidade nasal, na parte dianteira mais baixa do cérebro. Estas células reagem com as propriedades físico/químicas e com as características moleculares das substâncias odorantes para produzir o estímulo que é reconhecido como odor.

Frechen (1994 apud Gostelow et al. 2001), cita o processo de percepção do odor separado em dois momentos: a recepção fisiológica e a interpretação psicológica e, o resultado final é a impressão mental do odor. Apesar das diferenças individuais algumas influências sobre a sensibilidade aos odores são identificadas. Algumas são repetidamente encontradas na literatura como o decréscimo da sensibilidade com relação à idade, com o estado de saúde bucal, com hábito de fumar. Com relação ao sexo, as diferenças foram encontradas, em alguns estudos, mas ela não foi estatisticamente significativa. A Figura 3.1 apresenta o esquema da percepção de um odor segundo Frechen (1994 apud STUETZ et al, (2001).

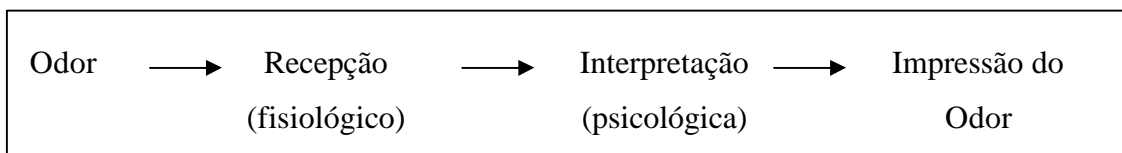


Figura 3.1 - Processo de percepção dos odores

Fonte: Frechen, 1994, apud Stuetz et al, 2001.

Existem muitos fatores externos que influenciam na percepção de um odor. O principal, entre eles é a variabilidade no sentido do cheiro entre diferentes observadores (GOSTELOW e PARSONS, 2000).

Para Stuetz et al (2001), as respostas humanas para um odor são altamente subjetivas, e as diferenças individuais fazem com que cada pessoa perceba diferentemente uma odores em diferentes concentrações.

Os tipos de respostas humanas que avaliam o odor dependem da propriedade sensória particular medida. Estas propriedades incluem intensidade, limite de percepção, caráter e nível de agrado. O efeito combinado destas propriedades é relacionado com o aborrecimento que pode ser causado por um odor (WEF,1995).

Para Godinot (1994), os odores estão ligados às emoções, eles reportam as pessoas ao tempo. A sensibilidade humana em caracterizar um odor, quanto a sua agradabilidade, está quase sempre ligada a boas recordações. Para o autor, a avaliação através de análises laboratoriais é importante, mas são satisfatórias se completadas com testes de avaliação humana.

A exposição contínua a um odor constante tem por consequência o fenômeno de adaptação; existindo também, outro fenômeno chamado fadiga olfativa. A fadiga olfativa pode ser definida como a incapacidade de um indivíduo de perceber um odor próximo do limite de percepção, e até mesmo quando submetido a concentrações mais elevadas do mesmo odor. O fenômeno explica a ausência de reação olfativa de numerosos indivíduos face aos odores que encontram em seus locais de trabalho. A fadiga pode ser uma variável de perigo no caso onde os odores inalados são de risco tóxico (DE MELO LISBOA et al, 2002).

Segundo Stuetz et al (2001) o limiar olfativo humano, para diferentes compostos, varia extremamente devido à natureza química do composto.

A Tabela 3.1 apresenta alguns grupos funcionais com seus respectivos compostos, bem como a descrição dos odores para cada composto e seus respectivos limiar do odor.

Tabela 3.1 - Limiar olfativo para uma escala de odores.

Grupos Funcionais	Compostos	Descrição dos odores	Límite de percepção odorante (ppb)
Sulfurosos	Sulfeto de hidrogênio	Ovo podre	0.5
	Metil mercaptanas	Repolho decomposto, alho.	0.0014-18
	Etil mercaptanas	Repolho decomposto	0.02
	Dióxido de enxofre	Pungente, ácido	
	Dimetil sulfeto	Vegetais decompostos	0.12-0.4
	Dimetil	Putrefação	0.3-11
	Dissulfeto		
	Tiocresol	Gambá, rançoso.	
Nitrogenados	Amônia	Pungente	130-15300
	Metilamina	Cheiro de peixe, podre.	0.9-53
	Etilamina	Amoniacal	2400
	Dimetilamina	Peixe	23-80
	Piridina	Desagradável, irritante.	
	Escatole	Fecal, repulsivo.	0.002-0.06
	Índole	Fecal, repulsivo.	1.4
Ácidos	Acético	Vinagre	16
	Butírico	Rançoso	0.09-20
	Valérico	Suor	1.8-2630
Aldeídos e cetonas	formaldeído	Sufocante	370
	Acetaldeído	Fruta, maçã.	0.005-2
	Butiraldeído	Rançoso, suado.	4.6
	Isobutialdeído	Fruta	4.7-7
	Valeraldeído	Fruta, maçã.	0.7-9
	Acetona	Fruta, cheiroso.	4580
	Butanona	Maça verde	270

Fonte: Vincent e Hobson, 1998, apud Stuetz et al, 2001.

3.3 Características dos odores

Segundo Le Cloirec et al. (1991), um odor se define por sua natureza específica (qualidade do odor), a sensação agradável ou desagradável que ele provoca (caráter hedônico), e por sua intensidade.

Le Cloirec et al. (1991), relatam que o primeiro reflexo de um indivíduo é determinar uma informação do tipo hedônica antes de identificar o odor. Esta informação é baseada na classificação do odor como: agradável, aceitável, desagradável ou intolerável. Esta classificação é muito subjetiva, pois a adaptação de um indivíduo a um certo odor está relacionada à concentração desse odor (LE CLOIREC et al., 1998).

Para Le Cloirec et al. (1991), a qualidade de um odor é avaliada através da comparação com outros odores conhecidos, sendo impossível definir uma lista de odores fundamentais, embora, existam várias tentativas, como mostra a Tabela 3.1.

A grandeza da sensação olfativa por um nível de atividade supralimiar constitui a intensidade odorante (LE CLOIREC et al., 1998). Para um mesmo composto odorante, a intensidade depende da concentração da substância odorante do ar respirado. Para substâncias diferentes, ela depende da sensibilidade olfativa a cada uma das substâncias inaladas (LE CLOIREC et al., 1991).

3.4 Amostragens dos compostos odorantes

A escolha de uma técnica de amostragem de uma amostra gasosa ou da atmosfera depende (LE CLOIREC et al, 1991; BELLI FILHO e DE MELO LISBOA,1998):

- da integridade do gás ou dos vapores coletados;
- da adequação do procedimento de amostragem em relação à técnica de análise;
- da estabilidade dos gases ou dos vapores que devem ser armazenados sem perda pelas paredes do sistema de coleta;
- controle contra contaminação.

A utilização do método de amostragem adequado é primordial para a análise dos compostos odorantes. A escolha depende, principalmente, das características das amostras a serem analisadas.

3.4.1 Amostragens sem concentração dos compostos odorantes

Segundo Jiang, (1996, apud BELLI FILHO e DE MELO LISBOA, 1998), estas técnicas são aconselháveis quando se tratar de análise olfatométrica.

Quando a concentração do composto odorante é elevada, a análise direta é possível sem a necessidade de concentrarem-se as amostras. Neste tipo de amostragem utilizam-se, para coletar os compostos mal odorantes, sacos em materiais plásticos, ampolas em vidro e contêiner metálicos. Este tipo de coleta, usando estes materiais, é realizado quando é possível uma análise direta do gás (LE CLOIREC et al., 1991).

3.4.1.1 Sacos em materiais plásticos

Os materiais tipicamente utilizados na confecção destes sacos são o teflon, o mylar, o tedlar, etc. A introdução da amostra se faz por intermédio de uma válvula, para aspiração do ar através de uma bomba.

Os sacos em tedlar aparecem como, particularmente, bem adaptados à coleta de uma amostra odorante, as perdas por adsorção sobre as paredes são muito baixas. A reutilização dos sacos é possível desde que seja feita limpeza com ar puro verificando a ausência de compostos residuais (LE CLOIREC et al., 1991).

Geralmente os materiais mais usados para coletar amostras odorantes são os sacos do tipo tedlar. Diversos autores, entretanto, relatam que um odor residual dos sacos tedlar pode seriamente afetar a medida do odor. Keener et al, (2002 apud ZHANG et al, 2002), mostrou que os sacos tedlar emitiram ácido acético e fenol, afetando as amostras de ar coletadas para a análise olfatométrica.

Para Pau et al. (1991, apud JIANG e KAYE, 2001), os sacos tedlar têm demonstrado uma excelente performance na preservação de amostras de odores e têm sido recomendados pela USEPA para amostragens de ar tóxico.

3.4.2 Amostragem com concentração dos compostos odorantes

Caso os teores de um composto odorante presente no ar sejam muito baixos, inferiores ao limite de detecção dos métodos analíticos tradicionais, faz-se necessária a concentração na amostragem. Neste caso os seguintes procedimentos são indicados: amostragem por absorção; amostragem por adsorção (BELLI FILHO e DE MELO LISBOA, 1998).

3.4.2.1 Amostragem por absorção

Na amostragem por absorção, os compostos ou seus grupos odorantes são absorvidos em soluções específicas ou precipitados para posterior análise. Para obter-se a determinação da concentração do composto é necessário um volume mínimo de gás passando pela solução absorvente. As soluções absorventes são escolhidas em função da natureza do composto, podendo ser efetuado conforme a Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Soluções absorventes para compostos odorantes

Gases odorantes	Soluções absorventes	
SO ₂	H ₂ O ₂	
NH ₃	HCl 0,1 N ou H ₃ BO ₃	0,5 %
Aminas	HCl	0,1N
Aldeídos e Cetonas	NaHSO ₃	4 ‰
H ₂ S e Mercaptanas	HgCl ₂	4 ‰

Fonte: Le Cloirec et al, 1991; Belli Filho e De Melo Lisboa, 1998.

3.4.2.2 Amostragem por adsorção

A técnica de adsorção é utilizada para concentrar compostos odorantes com pequena concentração na atmosfera. Consiste em passar um volume conhecido de um gás através de um cartucho contendo substâncias adsorventes. Este volume é função da concentração do poluente no gás (LE CLOIREC et al., 1991).

Os adsorventes geralmente empregados são apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Adsorventes e suas utilizações

Compostos ou grupos odorantes	Adsorventes
Ácidos orgânicos	Carbotrap, XAD, Tenax
Hidrocarbonetos	Carvão ativado
Mercaptanas e enxofres orgânicos voláteis	Carvão ativado ou Tenax
Amônia	Na ₂ CO ₃ 5 % sobre Chromosorb
Aminas	Sílicagel ativada
Álcoois	Sílicagel ativada
Gás de escape de veículos	Sílicagel

Fonte: Le Cloirec et al, 1991.

De Melo Lisboa et al. (2002), utilizaram a técnica de adsorção para amostragem dos COVs em uma refinaria de petróleo, utilizando como adsorventes, tenax e carbotrap.

3.5 Métodos de análises dos compostos odorantes

Para Fernandez (1997), medir um odor é medir uma percepção.

Segundo Le Cloirec et al. (1991), distinguem-se duas famílias de métodos para medir os odores: a primeira é constituída pelos métodos físico-químicos, que permitem identificar e quantificar, com o auxílio de instrumentos analíticos os diferentes compostos presentes no ar odorante; e a segunda é a família dos métodos psicofísicos, que utilizam como instrumento para avaliação dos odores o nariz humano, este é o domínio da olfatometria.

3.5.1 Medidas físico-químicas

Segundo Fernandez (1997), para analisar com precisão uma concentração de um composto odorante é preciso poder fazer uma determinação quantitativa baseada em uma reação química ou em propriedades físico-químicas dos compostos estudados.

A análise físico-química tem por objetivo identificar e quantificar as moléculas presentes num gás ou no ar com odor. Em certas situações uma pré-concentração será necessária. A análise pode tornar-se complexa caso o efluente gasoso contenha vários compostos com propriedades diferentes, tais como, massa molecular, função química, concentrações variáveis, diferentes níveis de odor e diferentes volatilidades (BELLI FILHO e DE MELO LISBOA, 1998).

As técnicas empregadas para as análises físico-químicas dos compostos odorantes são apresentadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Técnicas de análises físico-químicas.

Compostos ou grupos dos compostos	Métodos analíticos
H ₂ S	Iodometria, gravimetria - colorimetria e Cromatografia Gasosa.
Mercaptanas	Gravimetria - Cromatografia gasosa/ Espectrometria de massa
SO ₂	Volumetria - Cromatografia gasosa/ Espectrometria de massa
NH ₃	Volumeetria - Cromatografia gasosa/ Espectrometria de massa
Aminas	Volumetria - Cromatografia gasosa/ Espectrometria de massa
Aldeídos – Cetonas	Cromatografia gasosa/ Espectrometria de massa
Álcoois	Cromatografia gasosa/ Espectrometria de massa

Fonte: Belli Filho et al, 2001.

A técnica da análise volumétrica é usada para quantificar compostos odorantes presentes em um gás, utilizando o método de Reich. Este método consiste em medir o volume de gás necessário para descolorir uma solução de iodo (LE CLOIREC et al., 1991).

A análise gravimétrica é, principalmente, aplicada para dosar o sulfeto de hidrogênio e as mercaptanas. Após o borbulhamento e precipitação do cloreto de mercúrio, o conjunto dos produtos é quantificado sob a forma de H₂S (MARIS e LAPLACHE, 1994).

A análise colorimétrica utiliza tubos com reagentes específicos que reagem com o grupo do composto odorante. Na passagem de uma corrente de gás se produz uma reação colorimétrica, o comprimento dessa coloração é um reflexo da concentração do poluente no gás (LE CLOIRE et al, 1991).

O caráter volátil dos compostos odorantes faz da cromatografia em fase gasosa a técnica mais utilizada para determinação dos compostos odorantes. A cromatografia em fase gasosa juntamente com a espectrometria de massa, ajudada por um computador, permite obter a seletividade, a sensibilidade e a precisão necessária para a determinação dos traços dos compostos responsáveis pelos incômodos olfativos (LE CLOIREC et al, 1998).

Entretanto, nota-se que a cromatografia, juntamente com a espectrometria de massa, não são suficientes para colocar em evidência todos os compostos químicos responsáveis pelos odores que estão presentes no ar. A identificação das moléculas responsáveis pelos odores necessita de uma interação entre as técnicas instrumentais clássicas e a mucosa olfativa (LE CLOIREC et al., 1991).

As medidas físico-químicas tem como vantagens a objetividade, repetibilidade e precisão (GOSTELOW e PARSONS, 2000).

Em muitos casos um particular composto odorante pode ser dominante e dar uma indicação da concentração global do odor. Este é certamente o caso das emissões de odores de muitas estações de tratamento de esgoto, cujo H_2S está, freqüentemente, presente em concentrações maiores do que a dos outros compostos odorantes (GOSTELOW e PARSONS, 2000).

3.5.2 Medidas sensoriais - Olfatometria

A olfatometria é uma técnica psicofísica que utiliza o sentido olfativo para determinar a intensidade dos odores (JIANG, 2000), além de outros parâmetros do odor como: caráter e valores hedônicos (agradável ou desagradável) (MORTON, 2002).

Todo método de determinação de intensidade ou da qualidade de um odor necessita de um sistema de diluição. A diluição pode ser efetuada de forma estática ou dinâmica (LE CLOIREC et al, 1991).

Segundo a norma CEN (1999) na técnica da análise olfatométrica, as amostras odorantes são diluídas com diferentes volumes conhecidos de um gás neutro, inodoro e apresentadas a um grupo de avaliadores, o júri. O júri é um grupo de avaliadores qualificados para julgar amostras de gases odorantes.

Para fazer parte do júri, segundo a norma francesa AFNOR X 43-103 (1990), as pessoas devem ser capazes de classificar corretamente, por ordem de intensidade, as soluções de 1-butanol ou de piridina.

A norma VDI 3881 (1986) prescreve que o júri selecionado para a análise olfatométrica tem que ser uma amostra representativa da população, e deve também, apresentar um código de conduta, segundo a norma CEN (1999).

Segundo a norma francesa AFNOR X 43-101 (1986) é recomendável utilizar, como júri, pelo menos:

- 16 pessoas, quando se deseja obter um valor representativo do valor de um limite de percepção;
- 8 pessoas na maioria das análises;
- 4 pessoas para medidas comparativas.

3.5.2.1 Intensidade do odor

A intensidade do odor se refere à percepção individual da força de um odor e não considera seu caráter, ou qualidade (RIBEIRO, 2003).

A relação entre intensidade e concentração é definida pela “Lei de Stevens” (LE CLOIRE et al., 1991; MCGINLEY et al., 2000).

$$I = k (C)^n \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que :

I : intensidade do odor

K : constante de Stevens

C : concentração do odor ou do composto a ser analisado

n : fator de crescimento da intensidade odorante em função da concentração (valor entre 0,2 e 0,8).

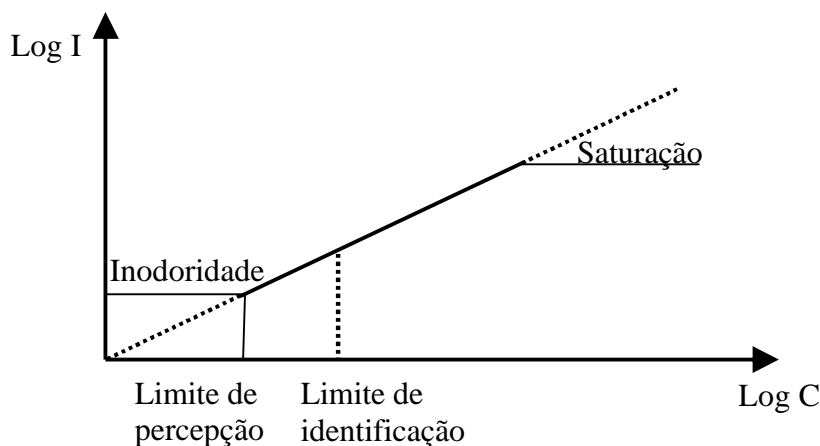


Figura 3.2 - Curva de Stevens
Fonte: Le Cloire et al. 1991

A lei de Stevens é uma lei sobre o comportamento psicológico que se aplica igualmente as outras modalidades sensoriais (LE CLOIREC et al, 1991).

Cada odor se caracteriza por uma curva que se pode traçar entre a intensidade olfativa e sua concentração (curva log-log). Esta curva apresenta um patamar de inodoridade (intensidade nula), uma ramificação a montante é o patamar de saturação. Normalmente a intensidade aumenta com o aumento da concentração do odor (LONGHURST, 2001).

Mesmo os odores agradáveis, tais como, perfumes podem ser muito irritantes em intensidades elevadas e, inversamente, os odores ofensivos tais como "cheiro de peixe" podem ser muito irritantes em intensidades baixas.

A quantificação da intensidade de odor pode ser feita usando uma escala de referência. A medida da intensidade de um odor pode ser obtida através da comparação da intensidade de um odor com a intensidade de um odorante padrão em diferentes concentrações (ZHANG et al., 2002).

A ASTM E544- 75 (1997), descreve dois procedimentos padrões para medir a intensidade do odor usando o n-butanol como elemento de referência: o método da escala estática e o método da escala dinâmica.

No método da escala estática, as diferentes concentrações de n-butanol são obtidas pela diluição do n-butanol puro em água destilada (ASTM E544- 75, 1997). As diferentes diluições são armazenadas em recipientes de vidro e apresentadas aos avaliadores. O valor da intensidade odorante é expresso em partes por milhão (ppm) de butanol (MCGINLEY e MCGINLEY, 2000).

Segundo Le Cloirec et al., (1991) o método da diluição estática é obtido, introduzindo uma quantidade conhecida de uma substância odorante em um volume conhecido de gás inodoro contido em um recipiente inerte.

A escala de referência é feita para a concentração de n-butanol na água (ASTM, 1999 apud ZHANG et al., 2002) ou no ar (ST. CROIX SENSORY, 2000).

O método dinâmico envolve o uso de um olfatômetro e de um júri de pessoas (ASTM E544-75, 1997). Este método difere do anterior pelo fato que a vazão de ar odorante é, neste caso, diluída de modo contínuo na vazão de ar puro de diluição (LE CLOIREC et al., 1991).

Olfatômetro é um aparelho que permite a diluição de uma mistura odorante com um gás inodoro (MORTON, 2002). O protocolo para o método dinâmico usando o n-butanol como elemento de referência é descrito na ASTM E544-75, (1997).

A intensidade do odor é obtida quando a igualdade é encontrada entre a intensidade do odor e a intensidade de uma das concentrações do odorante de referência. Às vezes, é difícil igualar a intensidade de um odor com a intensidade de, somente, uma das concentrações do elemento de referência. Neste caso, a intensidade do odor é considerada como a intensidade correspondente à média geométrica das concentrações adjacentes, do odorante de referência (ASTM, 1999 apud ZHANG et al. 2002).

3.5.2.2 Medida do nível de agrado ou valor hedônico

O valor hedônico é a medida do agrado ou desagrado de uma amostra de um odor. A hedonicidade é independente do caráter de um odor. Uma escala arbitrária para classificação dos odores pelo tom hedônico é a escala de vinte e um pontos como mostra a Figura 3.3 (MCGINLEY et al, 2000).

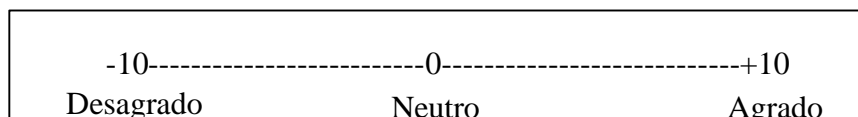


Figura 3.3 - Escala de classificação do odor através do tom hedônico.
Fonte: McGinley et al. 2000.

A atribuição de um valor hedônico a uma amostra de odor é subjetiva. Um avaliador usa experiências pessoais e memórias de um odor como uma escala de referência.

3.5.2.3 Caráter do odor

O caráter do odor é chamado, às vezes, de qualidade do odor ou "ofensividade" do odor (MCGINLEY e MCGINLEY, 2000).

Segundo Longhurst, (2001), a qualidade ou "caráter" usado para descrever um odor é inteiramente subjetiva, isto é, a linguagem usada para descrever um odor é conseqüentemente baseada na interpretação pessoal.

Para McGinley e McGinley (2000) a atribuição do "caráter" a um odor percebido é uma função objetiva, se o observador usar uma escala "padrão" de descritores para o odor. Os odores são caracterizados usando um vocabulário de referencia, ex: cheiro de peixe, cheiro de terra, vegetal, frutal, medicinal, e etc.

3.5.3 Nariz eletrônico

O conceito de nariz eletrônico utiliza uma rede de sensores gasosos não seletivos que simulam os receptores biológicos do nariz humano (MOY e TARIFA, 1991 apud FERNANDEZ, 1997).

Para Stuetz et al., (2000), o sistema do nariz eletrônico usa uma disposição de sensores não específicos, de afinidades variadas, para caracterizar um odor sem referência à composição química. As respostas relativas, entre os diferentes sensores, podem ser usadas para produzir um perfil ou impressão digital de um odor.

Segundo Cliff e Wicks, (1997), as respostas obtidas pelos sensores do nariz eletrônico são uma combinação complexa das respostas para cada componente individual na mistura do gás. Cada componente do gás pode gerar uma resposta em cada sensor.

3.6 Processos biológicos de tratamento de gases odorantes

Existem várias tecnologias aplicadas ao tratamento dos odores utilizando métodos físicos e químicos como oxidação térmica, lavadores químicos, ozonização e adsorção por carvão ativado e métodos biológicos como biofiltração, biolavadores e biopercolação. Destacando-se entre estes processos a biofiltração. Embora as técnicas físico químicas possam remover com eficiência os compostos odorantes da corrente gasosa, dentro de certas condições, a necessidade de adição de produtos químicos diariamente e da substituição do

adsorvente resulta em custo de operação relativamente alto quando comparados com técnicas de tratamento biológico (POMEROY, 1982 apud MATOS, 2001).

No tratamento biológico de gases, a degradação dos compostos químicos permite a transformação dos compostos odorantes e/ou tóxicos, em compostos inodoros e atóxicos. Os microrganismos utilizam os compostos orgânicos como fonte de carbono para a biosíntese, e de energia para a degradação do substrato (LE CLOIREC et al., 1991).

Para Belli Filho et al., (2001), os processos biológicos de tratamento de gases consistem na transferência de compostos voláteis, com mal odores, para uma fase líquida e, em seguida, na degradação, por meio de microrganismos. Aplica-se este processo para produtos biodegradáveis e relativamente solúveis em soluções aquosas.

A reação de degradação dos compostos pode ser escrita da seguinte maneira (ANIT e ARTUZ [199-?]).



3.6.1 Degradação do substrato.

Para Van Langenhove e De Heyder (2001), a biodegradação é o conjunto de reações mediadas enzimaticamente pelas células microbiais que podem contrabalancear perdas da atividade causada pela lavagem e decomposição.

Segundo Bohn (1993), dependendo do composto, as reações de degradação biológica podem ser lentas ou rápidas. A biodegradabilidade de um composto depende das funções químicas que o constituem. A Tabela 3.5 apresenta uma classificação dos principais compostos e grupos, de acordo com a cinética de biodegradação.

Tabela 3.5 - Velocidade de biodegradação de compostos voláteis.

Velocidade de biodegradação	Compostos e grupos
Alta	Álcoois, aldeídos, cetonas, ésters, éteres, ácidos orgânicos, aminas, mercaptanas, H_2S , NO_x , SO_2 , HCl , NH_3 , PH_3 , SiH_4 , HF
Baixa	Hidrocarbonetos, fenóis, cloreto de metila.
Muito baixa	Hidrocarbonetos halogenados, hidrocarbonetos poliaromáticos, CS_2

Fonte: Belli Filho et al, 2001.

Os compostos odorantes a serem degradados através de processo biológico exigem etapas e interações de fatores ambientais, biomassa adequada e constituintes químicos não tóxicos ao meio biológico (BELLI FILHO et al., 2001). A Figura 3.4 apresenta um diagrama esquemático desta interpretação.

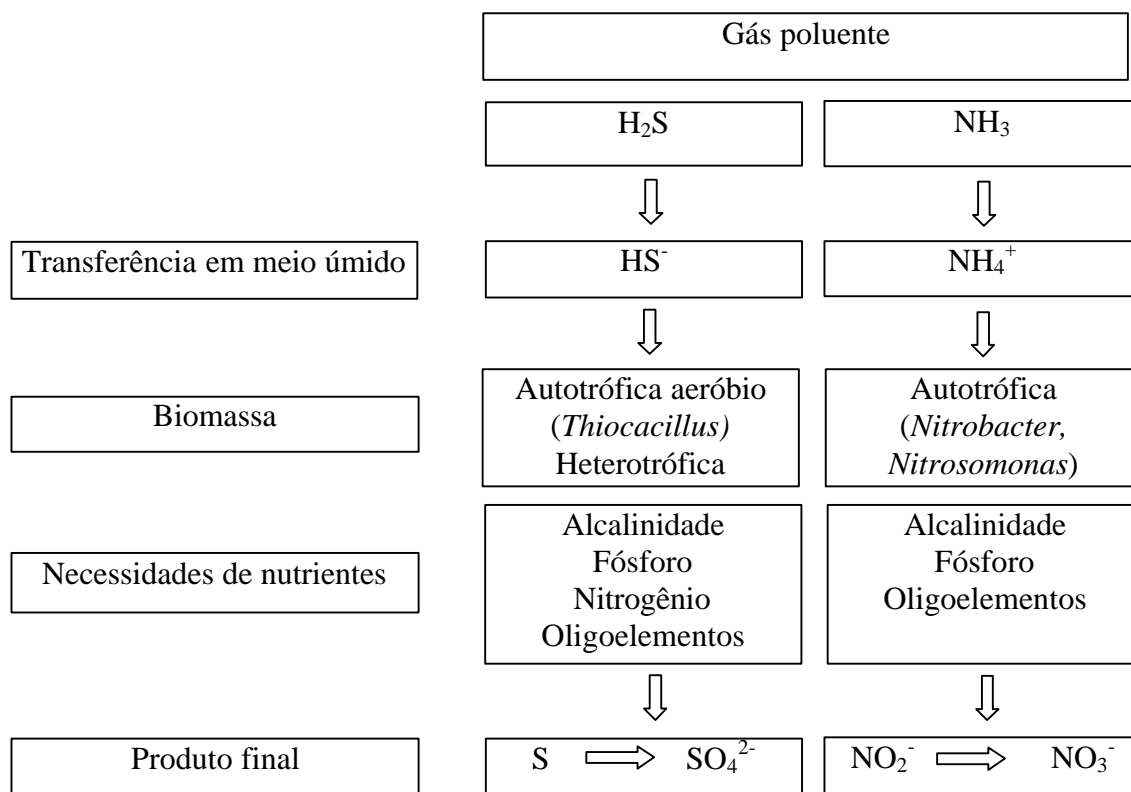


Figura 3.4 - Mecanismos biológicos para eliminar o gás sulfídrico e a amônia

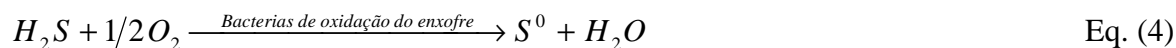
Fonte : Belli Filho et al., 2001.

3.6.1.1 Mecanismos de oxidação do gás sulfídrico (H₂S)

Bactérias de oxidação do enxofre, principalmente bactérias do gênero *Thiobacillus* e alguns fungos, usam o enxofre como uma fonte de energia e convertem o gás sulfídrico em ácido sulfúrico (H₂SO₄). A reação total pode ser escrita como segue abaixo (YANG et al, 2002):

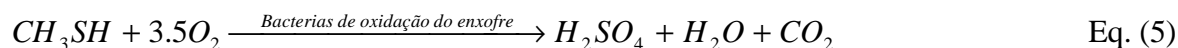


A reação é completada no prazo de poucos segundos em condições apropriadas. Uma variedade de espécies microbiais que sobrevivem em uma ampla escala de pH (1-9) pode eficientemente degradar H₂S. Em condições desfavoráveis, o caminho biológico pode ser diferente e o H₂S parcialmente oxidado a enxofre elementar:



Os outros compostos orgânicos sulfurados comumente encontrados em estações de tratamento de esgoto, tais como metil mercaptanas, dimetil sulfeto e dimetil disulfeto são também oxidados, pelas bactérias oxidantes de enxofre, e transformados em ácido sulfúrico. A reação total pode ser escrita como segue abaixo:

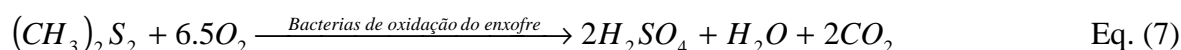
Metil mercaptana:



Dimetil sulfeto:



Dimetil disulfeto:



Cox e Deshusses (2001), relatam que o gás sulfídrico é rapidamente degradado nos biofiltros e nos biopercoladores. Para Li et al., (1996 apud PINJING et al., 2001), as bactérias do tipo *Thiobacilli acidiphilic*, tem grande capacidade metabólica para oxidação do gás sulfídrico (H₂S), mas elas não são capazes de metabolizar outros sulfetos orgânicos.

3.6.1.2 Mecanismos de degradação da amônia (NH₃)

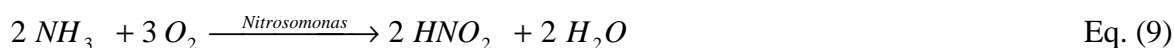
A amônia existe em solução tanto na forma de íon (NH₄⁺) como na forma livre, não ionizada (NH₃), segundo a seguinte equação de equilíbrio dinâmico (VON SPERLING, 1997):



A amônia livre (NH₃) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH₃. No pH em torno da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de NH₄⁺. No pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH₃ e 50% na forma de NH₄⁺. Em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH₃.

A eliminação de NH_3 , enquanto produto mal odorante, processa-se através de microrganismos envolvidos no processo de nitrificação. Esses microrganismos são autótrofos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia, a formas mineralizadas (VON SPERLING, 1997).

A transformação da amônia em nitritos é efetivada através de bactérias, como as do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a seguinte reação (PELCZAR, et al, 1981):



A oxidação dos nitritos a nitratos dá-se principalmente pela atuação de bactérias, como as do gênero *Nitrobacter*, sendo expressa por:



Algumas bactérias heterotróficas são capazes de converter os nitratos a nitritos ou amônia, o que normalmente ocorre em condições de anaerobiose. O oxigênio dos nitratos serve como aceptor de elétrons e de hidrogênio. O processo envolve diversas reações e o resultado final é:



Porém em um processo de tratamento de gases, a predominância é a condição aeróbia.

3.6.2 Fatores ambientais

As variáveis físico-químicas como temperatura, pH, umidade, oxigênio e nutrientes são limitantes para o desenvolvimento de uma atividade microbiana. Os reatores utilizados no tratamento de compostos odorantes devem apresentar condições favoráveis a este desenvolvimento. Isto pode implicar na pré-umidificação do gás afluente, na dosagem dos microrganismos, na correção de pH e etc (VAN LANGENHOVE e DE HEYDER, 2001).

A transferência dos compostos odorantes da fase gasosa para o biofilme é fundamental. Uma transferência insuficiente é, provavelmente, a razão para a falta de desempenho em alguns sistemas biológicos. Destaca-se, ainda, a operação e manutenção apropriada para o sistema, aplicação uniforme de ar odorante e idade do sistema como fatores relevantes no tratamento de compostos odorantes. Um ou mais desses fatores, se aplicados

inadequadamente, pode se tornar um fator limitante e causar perda de desempenho no sistema (WEF,1995).

3.6.2.1 Temperatura

A temperatura influencia diretamente na taxa de crescimento dos microrganismos. De acordo com a equação de Van't Hoff-Arrhenius, a velocidade de crescimento dobra a cada 10°C de aumento de temperatura. A eficiência de remoção dos odores diminui em temperaturas elevadas, em parte, porque a adsorção e solubilidade dos compostos odorantes diminuem com o aumento da temperatura (BURROWES et al., 2001, apud ZHANG et al, 2002).

3.6.2.2 pH

A maioria dos microrganismos não pode tolerar níveis de pH acima de 9.5 ou abaixo de 4.0, embora existam exceções como as espécies do gênero *Thiobacillus*. Estudos realizados por Showengerdt et al., (2000), indicam, entretanto, que a biodegradação do gás sulfídrico não é afetada por um pH na faixa de 1-2.

Segundo Sosa et al., (2002), algumas espécies do gênero *Thiobacillus* são capazes de oxidar o gás sulfídrico a níveis baixos de pH, *Thiobacillus thiooxidans*, em particular, cresce em um ambiente de pH menor que 3.0 e não inibe seu crescimento até que o pH alcance um valor menor que 1,0. Já os microrganismos envolvidos na oxidação dos compostos orgânicos sulfurados são poucos e podem somente atuar em uma escala estreita de pH próximo a neutralidade (SHOWENGERDT et al, 2000; YANG et al, 2002).

3.6.2.3 Umidade

Segundo Von Bernuth et al (1999 apud ZHANG et al, 2002) a manutenção de uma atividade microbiana requer níveis de umidade de 40 a 70%. A umidade demasiada pode causar compactação do meio filtrante, tendo como consequência baixa porosidade, queda de pressão e um fluxo de ar comprometido.

3.6.2.4 Oxigênio

A maior parte dos poluentes são biodegradados usando oxigênio como um agente oxidante. A concentração crítica do oxigênio para atividade aeróbia dos microrganismos reside na faixa de 0,1-1,6 mg/l (BAILEY e OLLIS, 1986). A solubilidade do oxigênio em uma solução aquosa, em condições ambientais, é da ordem de 8-10 mg/l. Ressalta-se, contudo, que em processos biológicos de tratamento de gases mal odorantes podem ocorrer condições favoráveis às reações de biodegradação em que outros aceptores de elétrons são usados, ex: nitrato.

3.6.2.5 Nutrientes

Segundo Van Langenhove e De Heyder (2001), os elementos inorgânicos tais como N, P e outros micro elementos tais como K, Ca e Mg são vitais para a síntese de células microbiais. A proporção peso em massa microbiana é aproximadamente igual a C:N:P:K = 50:10:4:1. Em tratamento aeróbio, metade da fonte de carbono é assimilada na biomassa, enquanto a outra metade é convertido em CO₂.

3.6.3 Cinética de degradação

A equação de Michaëlis-Menten é apresentada para descrever reações enzimáticas e, em muitos casos, descreve a cinética de biodegradação dos compostos gasosos odorantes.

$$R = \frac{R_{\max} \times C_1}{(C_1 + K_s)} \quad \text{Eq. (12)}$$

Em que:

R : velocidade de biodegradação

R_{max.} : velocidade de biodegradação máxima

C₁ : concentração do composto no líquido

K_s : constante de saturação do composto

3.7 Reatores biológicos de tratamento dos gases odorantes

Embora todas as tecnologias biológicas de tratamento de gases mal odorantes envolvam a biodegradação dos contaminantes por uma população microbiana, diversas configurações de diferentes processos podem ser empregadas (VAN GROENESTIJN, 2001;

BELLI FILHO et al., 2001). Dentre elas se destacam três tipos de reatores: filtro percolador ou biopercolador, Biolavador e biofiltro.

Em todos os tipos de reatores biológicos, dois principais processos tomam lugar: primeiro, os poluentes são transferidos da fase gasosa para o meio líquido ou para um biofilme, e segundo, os poluentes são degradados pelos microrganismos que estão presentes no meio líquido ou no biofilme (VAN LANGENHOVE e DE HEYDER, 2001).

Os biopercoladores trabalham de maneira similar aos biofiltros. Uma das diferenças entre as duas tecnologias é que, nos biopercoladores, uma solução aquosa é constantemente recirculada através do material suporte. O diferencial da tecnologia conhecida como biolavagem com relação aos biofiltros é a ausência de um meio suporte.

A seguir, serão descritas as três tecnologias mais usuais para o tratamento de compostos odorantes através de processo biológico.

3.7.1 Leito bacteriano ou biopercolador

O processo de tratamento dos gases, através de leitos bacterianos, consiste em utilizar a propriedade de inúmeros microorganismos a serem adsorvidos e fixos sobre os elementos de preenchimento (anéis de Rasching) ou sobre os suportes estruturados (placas onduladas), constituído de materiais inertes (vidros, plásticos, cerâmicas). Após a sementeira o biofilme se desenvolve na superfície do suporte, podendo ter vários milímetros de densidade (LE CLOIREC et al., 1991).

A escolha do material suporte é influenciada pelas preocupações em otimizar a depuração, reduzir a manutenção e o consumo energético. A escolha está em função da natureza, estrutura, tempo de vida, porosidade, área específica, estabilidade química e capacidade de reter água (MIGAUD, 1996).

Nos biopercoladores a taxa de alimentação e a concentração de nutrientes são baseadas na expectativa de requerimento de nutrientes pela cultura microbiana. Os biopercoladores, geralmente, recebem menos nutrientes do que precisam estequiometricamente. Isto acontece porque os nutrientes são internamente reciclados através de células mortas, digestão de biomassa endógena e por predadores tais como protozoários e rotíferos. A limitação de nutrientes pode ser uma escolha do operador na tentativa de limitar o crescimento da biomassa e colmatção do filtro (COX e DESHUSSES, 2000a).

O leito bacteriano tem como vantagem oferecer uma grande facilidade no controle do pH e da temperatura e na eliminação contínua dos produtos de neutralização, que podem inibir a formação do biofilme (FANLO, 1994). Já para Koe e Yang (2000) as vantagens dos leitos bacterianos são o requerimento de baixo tempo de detenção do gás, facilidade do controle das condições operacionais, alta eficiência de remoção para gases solúveis e requerimento de menores espaços para serem instalados. A Figura 3.5 mostra o esquema de um biopercolador.

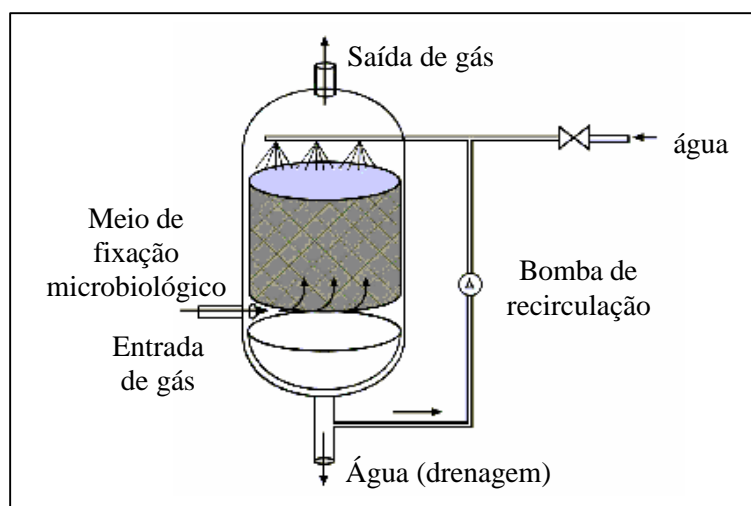


Figura 3.5 - Esquema de um biopercolador

Fonte : Belli Filho et al.,2001

3.7.2 Lavadores biológicos

A lavagem biológica consiste em uma lavagem do gás seguida de uma biodepuração. Neste processo, os gases são extraídos com água que os transporta aos microorganismos, adaptados ao meio líquido (LE CLOIREC et al, 1991). Este tipo de tratamento se adequa somente para poluentes que são altamente solúveis em água (VAN LANGENHOVE e DE HEYDER, 2001).

Segundo Migaud (1996), os biolavadores são constituídos de três elementos: uma coluna de transferência gás – líquido ou absorventes, um tanque de ativação biológica, na qual se produz a degradação biológica dos poluentes solubilizados em meio mais ou menos ventilado e um decantador que permite a separação da biomassa e do líquido recirculado.

Os biolavadores são pouco utilizados em nível industrial, porém, as razões que levam a escolha desta técnica são as baixas perdas de carga, a capacidade de absorção às flutuações de vazão ou à concentração dos compostos hidrossolúveis e a facilidade do controle dos

parâmetros pH e densidade celular (COX e DESHUSSES, 2000a). A Figura 3.6 mostra o esquema de um lavador biológico.

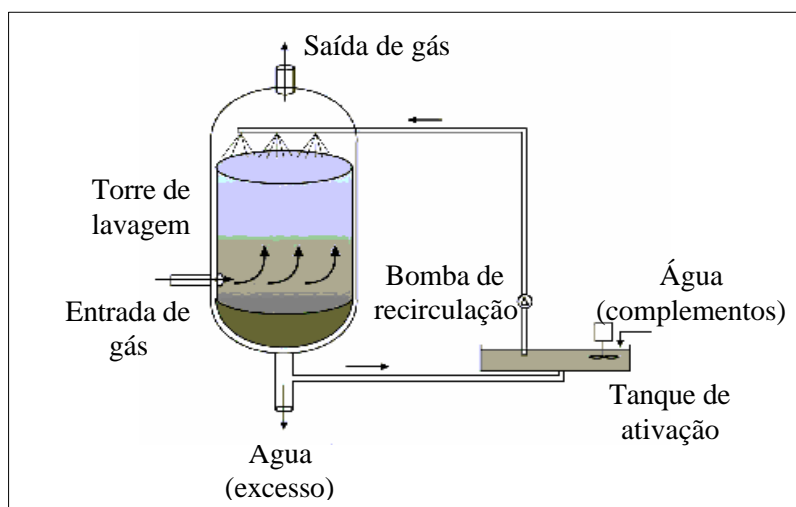


Figura 3.6 - Esquema do princípio de um biolavador
Fonte: Belli Filho et al., 2001

3.7.3 Biofiltros

O aparato utilizado na biofiltração dos gases é chamado de biofiltro. Um biofiltro consiste de um reator de material orgânico, povoado de microorganismos, através dos quais os gases odoríferos atravessam uma camada filtrante por fluxo ascendente ou descendente (BELLI FILHO et al, 2001). O mecanismo do processo de biofiltração inclui uma combinação de adsorção, absorção e degradação microbiana. A umidade do meio filtrante fornece condições físicas e químicas apropriadas para a transferência dos contaminantes do ar na fase líquida e a biodegradação dos contaminantes na camada do biofilme (PHILIPS, 1997).

Enquanto o ar contaminado passa através do meio filtrante, os compostos odorantes são absorvidos/adsorvidos no meio e oxidados pelos microorganismos eliminando ou reduzindo o odor presente na corrente gasosa, sob certas condições ambientais de umidade, pH, nutrientes e temperatura (RAMIREZ-LOPEZ et al., 2000). Em consequência deste metabolismo o dióxido de carbono e a água são liberados, e os microorganismos no biofilme desenvolvem-se e são regenerados (TRG, 2002).

Segundo Le Cloirec et al. (1991), os materiais utilizados como meios filtrantes devem apresentar as seguintes características:

- ser ricos em microorganismos;

- apresentar uma superfície específica elevada a fim de favorecer a transferência de matéria gás/líquido/sólido ao crescimento do biofilme;
- contribuir com os elementos necessários a vida dos microrganismos (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre...);
- possuir boa retenção de água;
- permitir o fenômeno de adsorção: transferência gás/sólido e líquido/sólido (biofilme);
- dispor de um comportamento hidrodinâmico adaptado, sem passagens preferenciais, nem perdas de cargas elevadas;
- representar um investimento de baixo custo.

Os materiais suportes mais utilizados são os compostos de diferentes tipos: lixo doméstico, detritos vegetais, cascas de árvores, palhas, turfa, lodos de estações de tratamento de esgotos urbanos ou industriais e poliestireno. Para Ramirez-Lopez et al., (2000) a “performance” de um biofiltro depende das características químicas, físicas e biológicas do material filtrante.

Os biofiltros apresentam-se em duas configurações: biofiltro aberto e biofiltro fechado. Os biofiltros de leitos de solo (aberto) ou composto orgânico, consistem, tipicamente, de uma determinada área de solo escavada que possui uma rede de distribuição de tubulações perfuradas, localizadas no fundo para aeração, circundadas com brita e com enchimento de solo ou composto. Segundo Bohn (1992) o leito deve ter mais de 1m de profundidade. O fluxo de gás odorante atravessa as tubulações e sai pelos diversos buracos laterais para ser distribuído através do leito.

Segundo Burrowes et al (2001 apud ZHANG et al., 2002), os biofiltros fechados são, geralmente, mais caros para construir, operar e manter do que os biofiltros abertos. Em contrapartida, os biofiltros fechados podem promover uma remoção mais efetiva dos compostos odorantes, permitindo um controle mais eficiente dos parâmetros operacionais tais como temperatura e umidade do meio filtrante.

A Figura 3.7 apresenta um corte longitudinal de um biofiltro aberto e a Figura 3.8 um biofiltro fechado.

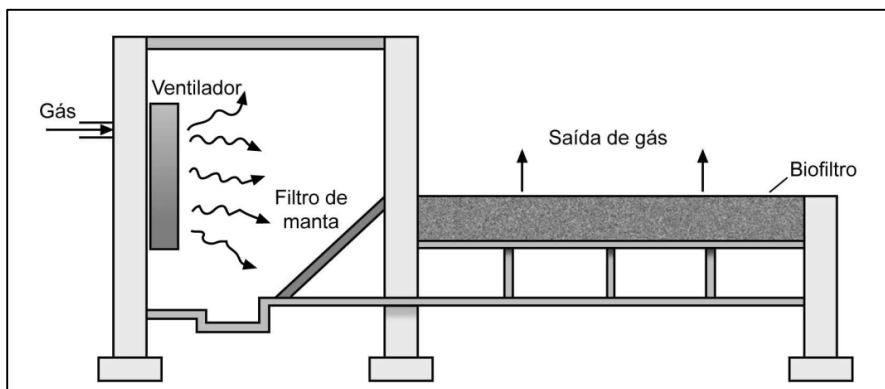


Figura 3.7 - Corte longitudinal de um biofiltro aberto

Fonte: Martin, 1991 apud Belli Filho et al, 2001

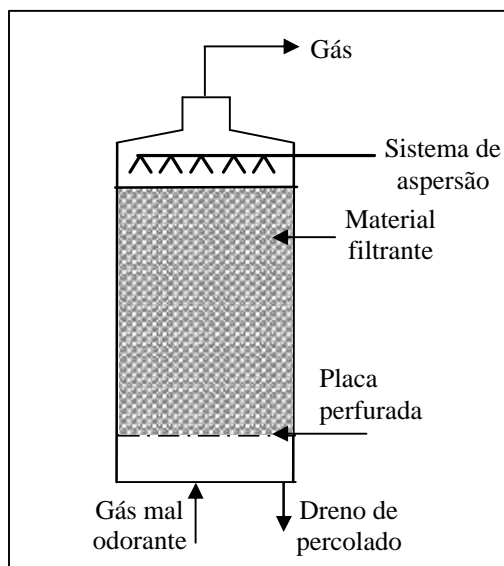


Figura 3.8 - Biofiltro fechado

Fonte: WEF 1995, adaptado por Cabral.

Os biofiltros têm sido efetivos na redução das concentrações de amônia, sulfeto de hidrogênio, metil mercaptanas, dimetil disulfeto (EASTER e OKANACK 2000).

Deshusses e Jonson (2000) relatam que o processo de biofiltração é adequado para tratamento de gases mal odorantes utilizando altas vazões e baixas concentrações de poluentes biodegradáveis.

Para Cox e Deshusses, (2000b), os biofiltros requerem baixas manutenções e são, particularmente, efetivos no tratamento de odores e compostos voláteis que são facilmente degradados, e no tratamento de compostos que não geram subprodutos ácidos.

O fracasso de um sistema de biofiltração pode ser originado, principalmente, pela acidificação do meio. A acidificação do material filtrante tem um impacto negativo na “performance” do biofiltro: a vida do meio filtrante é encurtada, ocorrem problemas de corrosão do material de construção e o mais importante, muitos microrganismos benéficos ao sistema não sobrevivem ou não desempenham seu papel em condições ácidas (YANG et al, 2002).

A escala de temperatura para biofiltração varia de 15 a 40° C (LE CLOIREC et al, 1991), com a temperatura ótima entre 30 e 40°C (LESON e WINER, 1991, apud ZHANG et al, 2002). A queda da temperatura para menos de 10°C, causa uma perda parcial na eficiência do biofiltro (LE CLOIREC et al, 1991).

Pesquisa realizada por Yang and Allen (1994, apud ZHANG et al 2002), utilizando um biofiltro em escala laboratorial, mostrou uma boa eficiência de remoção para sulfeto de hidrogênio em uma faixa de temperatura de 25 a 50°C, com grande remoção na faixa de 30 a 40°C. Já o processo de nitrificação ocorre em uma larga faixa de temperatura, de 4 a 45°C, sendo a temperatura ótima para as *Nitrossomonas* igual a 35°C, e de 35 a 42°C como ótima para as *Nitrobacter* (FERREIRA, 2000).

Em um sistema de tratamento biológico tipo biofiltro, os microrganismos residem na fase líquida. A manutenção desta fase é de extrema importância e a manutenção de uma taxa de umidade ótima é, certamente, o parâmetro operacional mais importante no estudo de um biofiltro (PETERSEN et al., 1995 apud LE CLOIREC et al., 1998). Se por um lado o excesso de umidade pode causar compactação do meio filtrante, resultando em baixa porosidade, alta perda de carga e vazão de ar comprometida, por outro, a falta de umidade acarretará em uma atividade microbiana insuficiente, reduzindo a eficiência de remoção dos odores (ZHANG et al., 2002).

Um parâmetro limitante ao funcionamento do biofiltro é a concentração dos poluentes. Uma concentração muito elevada poderá proporcionar efeitos tóxicos sobre a biomassa. Le Cloirec et al., (2001), relata que em estudos realizados com biofiltros foram encontradas concentrações de poluentes abaixo de 5 g.m⁻³. Segundo Belli Filho et al., (2001) para um bom funcionamento de um biofiltro é necessário, ao dimensionamento do mesmo, a fixação de uma concentração de 1 g.m⁻³ de ar como concentração limitante para compostos orgânicos voláteis.

Um outro agravante no processo operacional do biofiltro é a acumulação excessiva de biomassa entupindo os espaços vazios do meio filtrante (ERGAS et al., 1994 apud VAN GROENESTIJN, 2001). Devido a cumulação dessa biomassa, a eficácia na redução dos compostos odorantes pode diminuir com o tempo, reduzindo a eficiência do biofiltro (ALONSO et al., 1997 apud ZHANG et al., 2002), o que para Schmidt et al., (2000), limita a vida do meio filtrante em um período de 3 a 5 anos.

Autores estudados por Yang et al (2002), relataram que um biofiltro adequadamente projetado e operado apresenta uma eficiência de remoção de contaminantes maior que 99%, não só para H_2S como também para mercaptanas. Carvalho (2001), operando um biofiltro com uma coluna de meio filtrante preenchida com turfa, chegou a obter eficiência de remoção de 81% para o H_2S , 95% para a amônia e 53% para COV.

3.7.4 Custos

Segundo Van Langenhove e De Heyder (2001), os custos de investimentos são freqüentemente calculados com base do custo por unidade de vazão de ar tratada ($EURO/(m^3.h^{-1})$). Um panorama dos custos de investimentos para os diferentes tipos de reatores é mostrado na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Custos de investimentos para diferentes tipos de reatores.

Reator	Custos de Investimentos – $EURO/(m^3.h^{-1})$	Referências
Biofiltro	2-5	Diks (1992)
	1-150 (variação)	Devinny et al. (1999)
	7-35 (valores médios)	
	5-34 (reator aberto)	STOWA (1996)
	10-68 (reator fechado)	
Biopercolador	5-20	Diks (1992)
	23-92 (equipamento auxiliar)	STOWA (1996)
Biolavador	23-92 (equipamento auxiliar)	STOWA (1996)

Fonte: Van Langenhove e De Heyder, 2001.

Observando a tabela verifica-se que o equipamento com menor custo é o biofiltro. Diks (1992 apud VAN LANGENHOVE e DE HEYDER, 2001), apresenta que o custo de um biolavador é duas vezes maior que o do biofiltro. Stowa (1996 apud VAN LANGENHOVE e DE HEYDER, 2001), apresenta que tanto um biofiltro aberto quanto um fechado apresentam custos inferiores em relação às tecnologia de biolavagem e biopercolação.

Para a determinação dos custos operacionais de uma unidade de tratamento de ar é necessário levar em conta, primeiramente, o consumo de energia, o consumo e disposição da água, necessidades de monitoramento, manutenção e substituição do meio filtrante (VAN LANGENHOVE e DE HEYDER, 2001).

A Tabela 3.7 apresenta as três tecnologias para remoção de compostos odorantes através de processos biológicos.

Tabela 3.7 - Comparação das tecnologias com suas vantagens e desvantagens.

Tecnologia de controle	Vantagens	Desvantagens
Biofiltração	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia simples e de baixo custo; • Efetiva remoção de baixas concentrações; • Baixa queda de pressão; • Baixo capital e baixos custos operacionais; 	<ul style="list-style-type: none"> • Umidade e pH as vezes dificultam o controle; • Substituição do meio filtrante a cada 2-5 anos; • Menos adequado para altas concentrações do que o biopercolador;
Biopercolador	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia simples de baixo custo; • Capital médio e baixo custo operacional; • Remoção efetiva; • Baixa queda de pressão; 	<ul style="list-style-type: none"> • Mais complexo para construir e operar do que o biofiltro; • Entupimento pelo crescimento da biomassa se também muitos nutrientes são adicionados e altas concentrações de COV's são tratadas.
Biolavador	<ul style="list-style-type: none"> • Custo do capital médio; • Tecnologia bem comprovada; • Facilidade de operar cargas variáveis; 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo operacional muito alto; • Requer químicas tóxicas e perigosas; • Não remove a maioria dos COV's;

Fonte: Cox e Deshusses, 2000b.

3.8 Legislação

Segundo McGinley e McGinley (2001), nos anos 70 e 80, nos Estados Unidos e por toda a Europa, havia um aumento significativo no interesse público voltado para os odores provenientes de indústrias, agricultura e estações de tratamento de águas residuárias. Durante estes anos, os governos em muitos destes países, executaram padrões e regulamentações para os odores. Alguns exemplos destes padrões incluem: Estados Unidos – ASTM D-1391

(1978) e ASTM E679-91 (1991), Alemanha – VDI 3881 (1980, revisada em 1989), França AFNOR-X-43-101 (1981, revisada em 1986), Países Baixos – NVN 2820 (1987).

3.8.1 Legislação Mundial

Na Alemanha, a legislação de proteção ambiental, conforme Frechen (2001), surgiu após a 2ª guerra mundial, porém a distância mínima e algumas das regulamentações do tipo MES (Maximun Emission Standards) e do MIS (Maximun Impact Standards) não são precisas. As leis apenas sugerem como resolver o problema.

Northrhine-Westphalia, o estado mais populoso e industrializado, desenvolveu e testou uma nova regulamentação para o modelo MIS, usando medidas para avaliar o desconforto e fazer inspeções no nível de campo. As Normas sobre o Odor no Ar Ambiente estabelecem uma concentração de impacto do odor de 1UO.m³, a concentração limite de impacto limita a percentagem de tempo, para o qual a concentração mais alta de impacto é tolerada (desconforto insignificativo). Essa Norma tem sido estudada como uma possibilidade de se tornar a Lei Federal na Alemanha (FRECHEN, 2001).

Na Suíça, o impacto muito alto não é tolerado. Ele é considerado “muito alto” se uma porção relevante da população sente-se significativamente incomodada. De acordo com Frechen (2001), para determinar o desconforto é usado o método do questionário, que considera a reação do público numa escala que varia de zero a dez. A reação é considerada como o melhor termômetro para avaliar o desconforto.

O padrão das emissões é estabelecido em relação a 150 substâncias que podem causar odor desagradável, e considera que nenhum odor será considerado como muito desagradável antes de alcançar os padrões estabelecidos.

No Reino Unido, o órgão da Ação de Proteção do Meio Ambiente contempla o aspecto legal dos odores desagradáveis e, em geral, são estabelecidos os padrões de emissão com referência aos odores. Não está contemplada a concentração de impacto dos odores ou o percentual de tempo, apenas retrata de modo geral as situações relativas aos incômodos odorantes.

Na Bélgica, não há legislação específica, mas há o que “isto é proibido por causar incomodo inaceitável, por ex. poeira, fumo, fumaça, odores...”. Nenhum regulamento específico é encontrado para odores de águas residuárias. Há limites gerais para as emissões

de compostos orgânicos e inorgânicos, o que nem sempre evita os mal odores. A metodologia de controle é descrita no alvará e aprovada pelo órgão ambiental. Em caso de reclamações, a empresa é obrigada a fazer um estudo para avaliar o impacto na vizinhança. Se o impacto é significativo, deverá ser elaborado um projeto técnico para resolver o problema juntamente com um planejamento que assegure o tempo de implementação do projeto. Na realidade, a política dos odores na Bélgica é caso-a-caso.

Nos Estados Unidos não existe regulamentação Federal para os odores. Elas são de competência do Estado e às vezes dos governos locais. Os odores não devem causar incômodos, mas esses são definidos de várias maneiras. Considera-se incômodo algo que interfere na qualidade de vida das pessoas, na avaliação econômica das propriedades ou no desenvolvimento das atividades.

Frechen (2001), sugere que as regulamentações e as políticas para evitarem as emissões dos mal odores poderão ser aquelas que promovam uma redução nas emissões, associadas ao “Padrão Máximo de Impacto”. A metodologia proposta é a do questionário sobre os incômodos ou pelo menos pelo monitoramento de campo, como descritas no VDI Guideline 3940 (VDI 3940, 1993, da Alemanha), após a realização das medidas.

3.8.2 Legislação brasileira

A Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, da Política Nacional do Meio Ambiente, cria o Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA e lhe confere competências para estabelecer padrões e métodos ambientais, dentre os quais os padrões da qualidade do ar. A Resolução CONAMA, nº 03, de 28.06.90, em conformidade com o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar - PRONAR, fixa os padrões nacionais de qualidade do ar para os seguintes parâmetros: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio, porém não estabelece padrões em relação ao lançamento de substâncias odoríferas na atmosfera.

3.8.2.1 Legislação do estado de Santa Catarina

O órgão ambiental do estado de Santa Catarina – FATMA, através do Decreto n.º 14.250, de 05 de junho de 1981, estabelece na Seção III – Da proteção atmosférica, Subseção III – Dos Padrões de emissão, no Art. 31; que fica proibida a emissão de substâncias

odoríferas na atmosfera em quantidades que possam ser perceptíveis fora dos limites da área de propriedade da fonte emissora.

Fica estabelecido ainda o Limite de Percepção de Odor (LPO) para algumas substâncias. Nos casos para os quais não foram estabelecidos padrões de emissão deverão ser adotados sistemas de controle de poluição do ar baseados na melhor tecnologia prática disponível.

3.8.2.2 Legislação do estado do Paraná

O Instituto Ambiental do Paraná - IAP, através da resolução nº 41/02, resolve definir critérios para o Controle da Qualidade do Ar como um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem estar da população e melhoria da qualidade de vida, com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do Estado de forma ambientalmente segura.

De acordo com o Título II - Capítulo I, desta resolução, fica estabelecido que as atividades geradoras de substâncias odoríferas, com uma taxa de emissão acima de 5.000.000 UO.h⁻¹ (Unidades de Odor por hora), deverão promover a instalação de equipamento, previamente analisado pelo Instituto Ambiental do Paraná, visando a captação e remoção do odor. O tipo de equipamento de remoção de odor a ser instalado dependerá das condições locais de dispersão, da proximidade de áreas habitadas e da quantidade de substâncias odoríferas emitidas, a qual deverá ser quantificada por olfatometria e expressa em Unidades de Odor lançadas na atmosfera por hora. A eficiência do equipamento de remoção de odor, determinada por olfatometria (Norma VDI 3881: Olfactometry, Odour Threshold Determination, Part 1 – 4), deve ser no mínimo de 85%.

CAPÍTULO IV

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A parte experimental deste trabalho foi dividida em duas fases. Na primeira, denominada etapa preliminar, avaliou-se o comportamento de um biofiltro para o tratamento dos gases provenientes de uma fonte não controlada de gases mal odorantes, cuja fonte é chamada de reator anaeróbio, utilizando como material filtrante o composto orgânico. O objetivo desta fase foi conhecer o funcionamento de um biofiltro, seu monitoramento, e avaliar as metodologias de análises aplicadas. A segunda fase consistiu na aplicação de um biofiltro, utilizando como material filtrante a turfa, no tratamento de gases mal odorantes provenientes de um digestor e de um cilindro com H_2S .

Nos parágrafos seguintes, serão descritas as instalações experimentais que fizeram parte desta pesquisa.

4.1 Etapa preliminar: Utilização de um biofiltro com composto orgânico no tratamento de gases mal odorantes de um reator anaeróbio.

4.1.1 Biofiltro em escala piloto

O biofiltro utilizado nesta etapa foi construído com uma coluna de PVC de diâmetro interno de 0,20 m e altura total de 0,70 m, com 0,10 m de fundo falso, e preenchido com 0,50 m de meio filtrante.

Para composição do aparato experimental do biofiltro foram utilizados os seguintes equipamentos: ventilador centrífugo, inversor de frequência, tubo de pitot, manômetro inclinado, bombas amostradoras, rotâmetros de gases, frascos lavadores de gases e sacolas tedlar.

As vazões dos gases, na entrada e saída do biofiltro foram controladas através da medida da velocidade por meio de um tubo de Pitot. Esta medida era feita através da leitura da pressão obtida em um manômetro inclinado e a variação da vazão no ventilador centrífugo era comandada por um inversor de frequência.

Os rotâmetros de gases foram instalados na entrada e saída do biofiltro com o objetivo de fixar a vazão de amostragem dos gases. Os frascos lavadores, bem como as sacolas tedlar

tinham a finalidade de coletar os gases na entrada e na saída do biofiltro para posterior realização das análises em laboratório.

Em relação ao leito filtrante, o material utilizado foi o composto orgânico. Este material foi produzido na Prefeitura do campus da UFSC e sua constituição era de resíduos de restaurante, marcenaria e jardinagem.

A umidade do meio filtrante era mantida adicionando-se água através de uma mangueira posicionada no fundo do biofiltro.

4.1.1.1 Monitoramento do biofiltro em conjunto com o reator anaeróbio

Na etapa preliminar os gases eram captados diretamente do reator anaeróbio tipo tanque séptico, que tratava os despejos gerados no restaurante universitário da UFSC. Através de uma tubulação de PVC acoplada ao ventilador, os gases mal odorantes eram extraídos do reator e em seguida direcionados, através de fluxo ascendente, ao biofiltro.

O funcionamento do biofiltro era em regime contínuo com alimentação de 24 horas, durante uma semana. Nas pausas para troca das soluções de captura e limpeza das vidrarias, o ventilador centrífugo funcionava com uma vazão baixa, somente para manter o meio filtrante em constante aeração.

O período de monitoramento do biofiltro em conjunto com o reator anaeróbio durou em torno de 140 dias, e para avaliar sua eficiência, quantificaram-se os gases mal odorantes através de análises químicas e olfatométricas.

A eficiência do biofiltro foi avaliada através da determinação dos compostos de gás sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3), utilizando-se a técnica de absorção destes gases em soluções aquosas de HgCl_2 e HCl para os referidos compostos. As concentrações representam valores de uma amostragem composta. A quantificação do H_2S foi obtida através da determinação da massa do precipitado formado, enquanto que o NH_3 foi analisado através do cromatógrafo iônico DIONEX-DX 120.

A avaliação da eficiência na redução da intensidade dos odores (estudo olfatométrico) no biofiltro foi realizada, seguindo-se as recomendações da norma francesa AFNOR X 43-103 (1990). Utilizou-se o 1-butanol como elemento de referência na determinação dos diferentes níveis da intensidade dos odores. O estudo olfatométrico foi desenvolvido por um júri de

peessoas selecionadas conforme as recomendações da norma citada. Esta metodologia vem sendo aplicada pelo grupo da UFSC em diversos trabalhos, dentre eles: Carvalho (2001), Trupel (2002).

A Figura 4.1 apresenta um diagrama esquemático do biofiltro em conjunto com o tanque séptico.

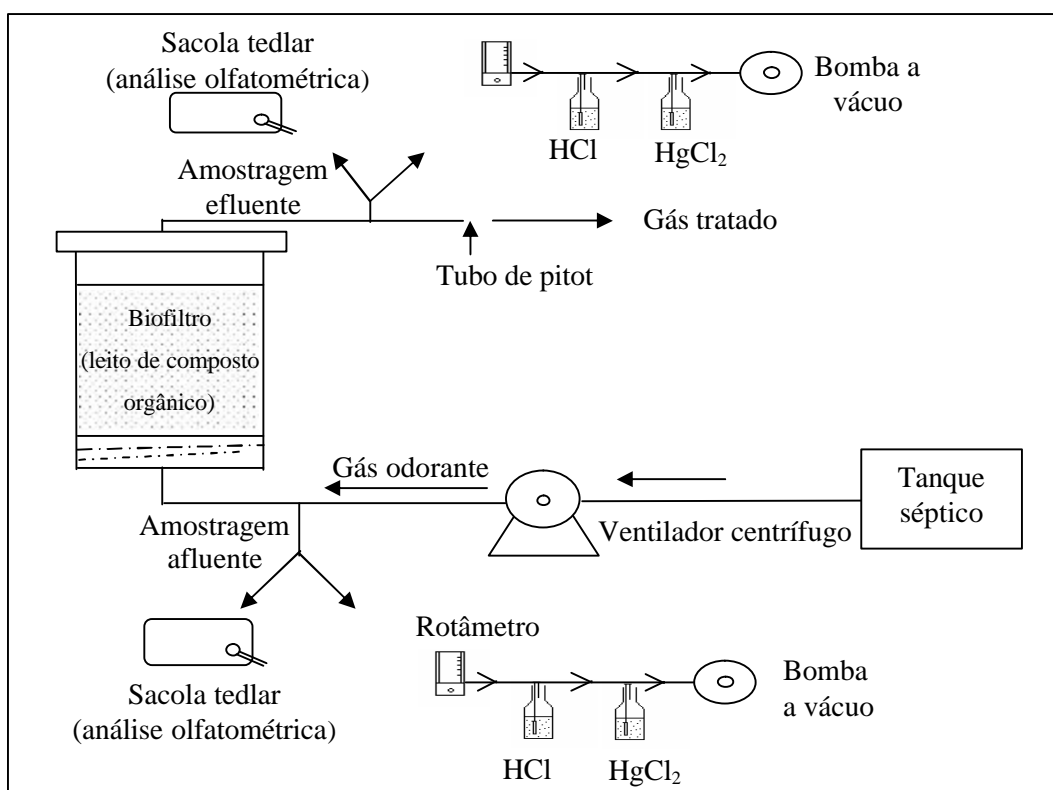


Figura 4.1 - Diagrama esquemático do biofiltro piloto em conjunto com o tanque séptico

4.1.1.2 Condições operacionais

Por ser um estudo preliminar optou-se por trabalhar somente com duas Velocidades Superficiais de Gás (VSG). A Tabela 4.1 apresenta as condições de operação em que foram desenvolvidos os ensaios nesta etapa.

Tabela 4.1 - Condições operacionais aplicadas ao Biofiltro na etapa preliminar

Meio filtrante	Velocidade Superficial de Gás ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	Tempo de contato (segundos)
Composto Orgânico	60	30
	40	46

Foram feitas análises do material filtrante “in natura” e após o período de monitoramento do biofiltro. Estas análises foram obtidas através do laboratório da Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina - CIDASC e objetivaram identificar e quantificar os elementos químicos presentes no composto orgânico. As análises para determinação do teor de umidade e da matéria orgânica foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, de acordo com o método descrito no Standard Methods.

4.2 Aplicação de um biofiltro no tratamento de gases mal odorantes, utilizando como material filtrante a turfa.

O monitoramento deste biofiltro foi conduzido em duas fases. Na fase 1, avaliou-se o comportamento do biofiltro para o tratamento dos gases provenientes de uma fonte antrópica de gases mal odorantes, denominada digestor anaeróbio; e na fase 2, avaliou-se o comportamento do biofiltro para o tratamento dos gases provenientes de uma fonte sintética de gás mal odorante.

A seguir serão descritos o aparato experimental, as fontes de gases mal odorantes e as metodologias de análises aplicadas.

4.2.1 Biofiltro em escala piloto

A construção do biofiltro em escala piloto ocorreu no Laboratório de Ciências Térmicas do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Santa Catarina. O material usado foi uma coluna cilíndrica de PVC, com altura total de 1,30 m e diâmetro interno de 0,15 m, contendo em seu interior uma camada de leito filtrante de 0,8 m.

O dimensionamento do ventilador que alimentou o biofiltro foi baseado nos valores obtidos em pesquisa anterior, desenvolvida por Carvalho (2001), em que foram realizados testes para obtenção de dados necessários ao dimensionamento de um ventilador centrífugo que alimentou um biofiltro semelhante. Tomou-se, como referências, estes valores e dimensionou-se um ventilador centrífugo industrial de fabricação WEG, de vazão regulável de 1 a 10 m³. h⁻¹.

O controle das vazões, bem como o aparato experimental, eram semelhantes aos do biofiltro descrito no Item 4.1.1. Nesta unidade experimental foram, também, instalados dois

medidores de gás, um na entrada e um na saída do biofiltro, com o intuito de registrar o volume de gás acumulado em cada amostragem. Em relação ao leito filtrante, o material utilizado foi a turfa. Este material foi proveniente do sul de Santa Catarina e doado ao projeto pela indústria COMINAS.

Sabendo-se da relevância do parâmetro umidade no tratamento dos gases odorantes e objetivando manter o leito filtrante constantemente úmido, foi prevista na parte inferior do biofiltro uma lâmina d'água de 0,10 m e na parte superior um esguicho. Porém, a porcentagem de umidade mantida no reator durante o experimento não foi medida ou controlada. A Figura 4.2 apresenta o biofiltro piloto com seu aparato experimental.

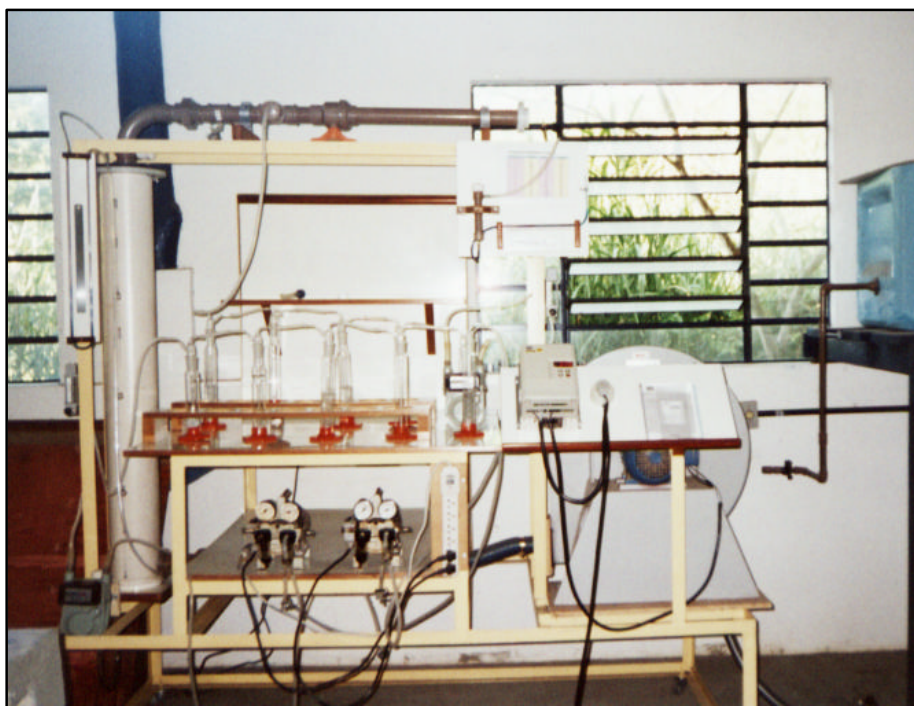


Figura 4.2 - Biofiltro piloto com seu aparato experimental.

4.2.2 Fonte natural de gases mal odorantes.

Utilizou-se na fase 1 uma fonte antrópica de gás mal odorante constituída de biogás proveniente de um digestor anaeróbio. Este digestor foi projetado e construído visando o desenvolvimento de uma pesquisa com o objetivo de bioestabilizar lodos de tanques sépticos coletados em diferentes pontos da cidade de Florianópolis. Para obter o tratamento dos gases gerados no processo de digestão associou-se ao digestor anaeróbio um biofiltro piloto. Este conjunto de tecnologias de tratamento foi financiado pelo PROSAB / FINEP.

O digestor anaeróbio foi construído em fibra de vidro, possuía um volume útil de 620 L e funcionava em regime contínuo. Os gases mal odorantes eram coletados através da uma

tubulação de saída localizada na parede superior do digestor. Para realização desta coleta conectou-se ao ventilador centrífugo e ao digestor anaeróbio uma mangueira de PVC com 10 m de comprimento e 5 cm de diâmetro. Próximo à tubulação de coleta dos gases localizava-se uma mangueira de respiro utilizada para pressão negativa e indicar o acúmulo de biogás no digestor. A Figura 4.3 apresenta o esquema do digestor anaeróbio em conjunto com o biofiltro piloto.

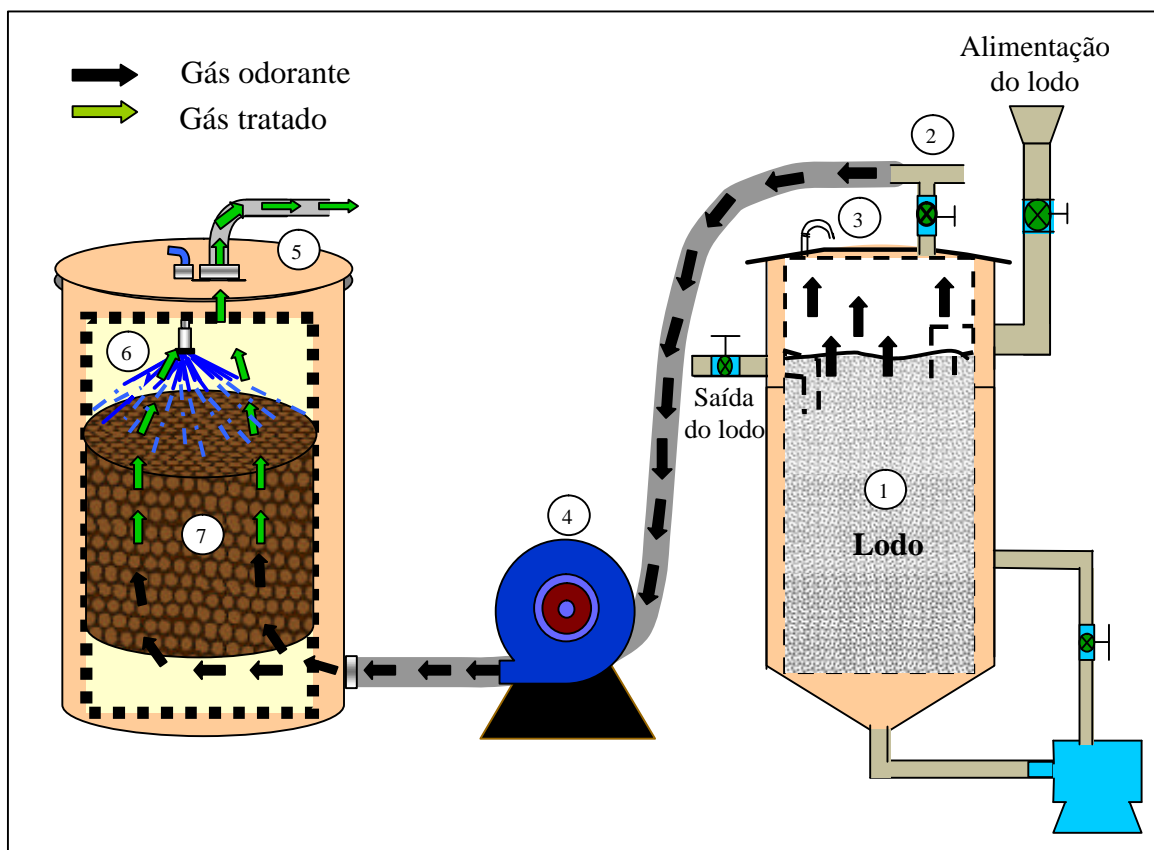


Figura 4.3 - Lay out do digestor anaeróbio e o biofiltro.

- 1 - Digestor anaeróbio
- 2 - Saída para o biogás
- 3 - Mangueira de respiro
- 4 - Ventilador centrífugo
- 5 - Biofiltro
- 6 - Esguicho
- 7 - Material filtrante

4.2.3 Fonte sintética de gás mal odorante

Na fase 2, utilizou-se como fonte de gás sintético um cilindro contendo uma mistura padrão de gás sulfídrico (H_2S) em nitrogênio, com uma concentração de 100 ppm, certificada pela empresa White Martins.

O objetivo deste estudo foi avaliar, através do emprego da análise olfatométrica, o comportamento do biofiltro para concentrações conhecidas de H_2S .

4.2.4 Monitoramento do biofiltro

A instalação do biofiltro ocorreu na primeira quinzena de julho de 2001, no Laboratório Experimental de Engenharia Ambiental (LEEA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, sendo que sua partida foi dada na segunda quinzena de agosto de 2001.

O biofiltro foi preenchido com uma camada de turfa de 0,8 m e, objetivando acelerar o processo de degradação dos compostos mal odorantes, realizou-se uma inoculação na turfa com bactérias provenientes do sistema de lodos ativados da estação de tratamento de esgotos sanitários – ETE- Insular da CASAN localizada no município de Florianópolis.

4.2.4.1 Fase 1: Monitoramento do biofiltro em conjunto com o digestor anaeróbio

Nesta fase, os gases eram captados diretamente do digestor anaeróbio de lodo de tanque séptico, onde através de uma mangueira de PVC o ventilador extraía os gases mal odorantes do digestor e em seguida, através de fluxo ascendente, alimentava o biofiltro.

Inicialmente o tempo de alimentação dos gases no biofiltro não estava definido. Começou-se com um período de alimentação de 9 horas contínuas, e neste decorrer, verificou-se a formação de um vácuo no digestor, o que mostrou sua limitação na produção de biogás. Então, optou-se em fazer um acompanhamento para saber o período limite de alimentação do biofiltro sem que comprometesse a estrutura do digestor. Através deste acompanhamento verificou-se que o tempo de coleta dos gases seria de 4 horas diárias.

Adotou-se, então, um período de alimentação de 4 horas diárias, acumulando biogás no digestor nas 20 horas restantes, garantindo, assim, um volume de gás para a próxima

amostragem. Esta acumulação era realizada fechando o registro da tubulação de saída dos gases do digestor juntamente com a mangueira de respiro.

No período de acumulação de gás, o ventilador centrífugo permanecia funcionando, proporcionando a constante aeração do meio filtrante. O período de monitoramento do biofiltro, em conjunto com o digestor anaeróbio, durou em torno de 350 dias e, para quantificar e avaliar os gases mal odorantes foram realizadas análises químicas e olfatométricas. Após a finalização desta etapa de monitoramento desconectou-se a mangueira acoplada ao digestor.

4.2.4.2 Fase 2: Monitoramento do biofiltro utilizando a fonte sintética de gás mal odorante

Na fase 2, a coleta do gás odorante foi realizada através do ventilador centrífugo, por meio da mangueira, já desconectada do digestor, extraía o gás proveniente do cilindro, contendo a fonte sintética de gás sulfídrico (H_2S). O cilindro estava posicionado ao lado do ventilador centrífugo, facilitando seu manuseio na hora da amostragem. O objetivo do monitoramento do biofiltro, nesta fase, foi avaliar, através da análise olfatométrica, a redução das intensidades odorantes, para concentrações conhecidas de H_2S .

Com a finalidade de fixar a vazão de gás sulfídrico a ser avaliada, acoplou-se à tubulação de saída do cilindro uma válvula reguladora de vazão, e a esta válvula acoplou-se uma mangueira em silicone para extração do gás. A coleta desse gás era feita introduzindo a mangueira de silicone no interior da mangueira de PVC e, através do ventilador centrífugo, o gás era extraído e levado ao biofiltro.

O ventilador centrífugo ao mesmo tempo que coletava o gás do cilindro, coletava o ar atmosférico fazendo, assim, a diluição da concentração do gás sulfídrico. A avaliação da eficiência do biofiltro foi baseada na redução das intensidades odorantes.

Nesta fase trabalhou-se com vazões de gás sulfídrico concentrado de $1 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e $0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ respectivamente na ordem de aplicação no biofiltro. Estas vazões foram diluídas de acordo com a Equação 13.

$$C_{\text{Diluição}} = \frac{Q_V \times C_V + Q_{H_2S} \times C_{H_2S}}{Q_V + Q_{H_2S}} \quad \text{Eq. (13)}$$

Em que:

$C_{Diluição}$ = Concentração de diluição (ppm)

Q_V = Vazão do ventilador

C_V = Concentração do ventilador

Q_{H_2S} = Vazão de gás sulfídrico

C_{H_2S} = Concentração de gás sulfídrico

As concentrações de alimentação do biofiltro, após a diluição com o ar atmosférico, foram de 3,5 ppm e 1,8 ppm para as vazões correspondentes a 1 L.min⁻¹ e 0,5 L.min⁻¹. O período de monitoramento do biofiltro utilizando a fonte sintética de gás sulfídrico foi de 15 dias.

4.2.4.3 Condições operacionais

O monitoramento do biofiltro foi realizado aplicando-se diferentes VSG's com seus respectivos tempos de contato. Estas velocidades foram aplicadas em função dos tempos de contato a serem avaliados para o tratamento dos gases mal odorantes.

A Tabela 4.2 apresenta as diferentes VSG's com seus respectivos tempos de contato, seguindo a ordem de aplicação durante o monitoramento do biofiltro.

Tabela 4.2 - Condições operacionais aplicadas no biofiltro nas fases 1 e 2.

Fases da pesquisa	Taxa superficial de gás (m ³ .m ⁻² . h ⁻¹).	Tempo de contato (segundos)
Fase 1 Fonte de gás antrópica (Digestor anaeróbio)	27	108
	53	54
	38	77
	44	64
	66	45
	84	35
	100	30
Fase 2 Fonte de gás sintético	100	30

Na fase 1 as VSG's variaram de 27 a 100 m³.m⁻². h⁻¹ e na fase 2 aplicou-se somente uma VSG de 100 m³.m⁻². h⁻¹, sendo que, nesta fase, a variável na redução das intensidades odorantes era a concentração do gás sulfídrico.

Durante o monitoramento do biofiltro foram realizadas três coletas dos gases para cada VSG. Cada coleta correspondia a cinco amostragens semanais e cada amostragem correspondia a 4 horas diárias o que totalizava um período de 20 horas semanais de amostragens por coleta.

O objetivo da aplicação de diferentes VSG's, na primeira fase de monitoramento, foi verificar a melhor condição para um menor tempo de contato no tratamento dos gases mal odorantes.

Cálculo para obtenção da Velocidade Superficial de Gás:

Velocidade Superficial de Gás: ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)

$$V = \frac{Q}{A} \quad \text{Eq. (14)}$$

Em que:

Q: vazão de gás a ser tratada ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$);

A: área do biofiltro (m^2)

Cálculo para obtenção do tempo de contato:

Tempo de contato: (s)

$$t = \frac{h \times A}{Q} \quad \text{Eq. (14)}$$

Em que :

h : altura do meio filtrante (m);

A : área do biofiltro (m^2);

Q : vazão de gás a ser tratada ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

4.2.4.4 Parâmetros de monitoramento do biofiltro

Perda de carga

Com o objetivo de avaliar as condições hidráulicas no biofiltro e o comportamento do meio filtrante realizou-se o monitoramento da perda de carga durante todo o período de monitoramento do biofiltro. Esta avaliação é muito importante, pois através da mesma pode-

se verificar a ocorrência de fenômenos físicos, como adensamento e colmatção, interferindo na vida útil do biofiltro.

O monitoramento das medidas de perda de carga foi realizado através de um manômetro tipo “U” instalado ao lado do biofiltro, medindo a diferença de pressão na entrada e saída. A fim de facilitar este monitoramento, preencheu-se o manômetro com uma solução de mistura de água com azul de metileno, o que proporcionou uma melhor visualização, na escala, dos valores de perda de carga. Este monitoramento era realizado diariamente, anotando-se os valores registrados no manômetro no início e ao final de cada amostragem, a diferença entre esses valores nos dava o valor da perda de carga no biofiltro.

Umidade do meio filtrante

Por ser o biofiltro um sistema fechado, houve dificuldade, no princípio, em fornecer a umidade necessária ao bom funcionamento do sistema. No início do experimento o fornecimento era feito duas vezes por semana colocando-se, através do esguicho posicionado na parte superior do biofiltro, 300 ml de água.

No decorrer da fase experimental, cogitou-se a possibilidade do meio filtrante estar perdendo a umidade inicial determinada em laboratório. O que, de fato, poderia interferir no processo de tratamento dos gases mal odorantes, haja vista que os microrganismos necessitam de um meio úmido para se desenvolverem.

Retiraram-se amostras da turfa para uma nova análise de umidade, e, após verificação de uma umidade inferior à umidade inicial, decidiu-se adicionar, diariamente, um volume de água no meio filtrante. O volume adicionado era proporcional à vazão total de alimentação no biofiltro.

Este acompanhamento foi realizado a partir da aplicação da quarta VSG. O objetivo da carga hidráulica aplicada no biofiltro era chegar a quantidade de água necessária à proporcionar a constante umidade do meio filtrante em cada vazão de amostragem aplicada no biofiltro.

4.2.5 Metodologia de análise dos compostos odorantes

As metodologias utilizadas, neste estudo, para a quantificação dos compostos de gás sulfídrico e amônia, bem como, a avaliação da redução dos incômodos olfativos causados pelos mesmos, são descritas nos parágrafos seguintes.

4.2.5.1 Análise química

Para avaliar a eficiência do biofiltro no tratamento dos gases mal odorantes adotou-se a técnica de absorção dos compostos odorantes em soluções aquosas. Esta técnica consiste em absorver durante um determinado período de tempo, os compostos a serem quantificados através de suas respectivas soluções de captura. Uma solução de cloreto de mercúrio (HgCl_2) a 4g.L^{-1} foi utilizada na absorção do gás sulfídrico (H_2S), e uma solução de ácido clorídrico (HCl) 0,1 N, na absorção da amônia (NH_3). A fixação dos compostos de gás sulfídrico e amônia eram obtidas através do borbulhamento dos gases nas suas respectivas soluções de captura.

O sistema de amostragem dos gases, na entrada e saída do biofiltro, era apresentado na seguinte ordem: frascos de lavagem contendo solução de HCl 0,1 N; frasco vazio; frasco de lavagem contendo solução de HgCl_2 a 4g.L^{-1} ; frasco vazio; frasco contendo bolinhas de vidro.

Os frascos vazios foram utilizados como segurança caso houvesse refluxo no sistema, e os frascos contendo bolinhas de vidro tinham a finalidade de reter a umidade, proporcionando uma maior vida útil às bombas amostradoras.

O sistema de amostragem, após os frascos lavadores, era seguido de rotâmetros de gases, registradores de volume de gás, e finalmente, de bombas amostradoras a vácuo, como mostra a Figura 4.4.

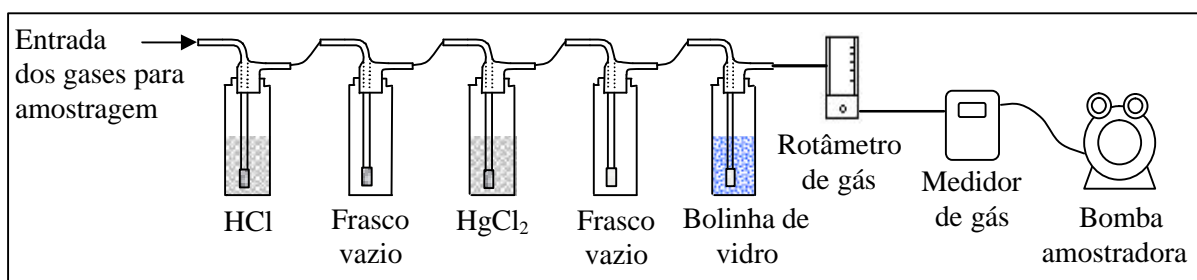


Figura 4.4 - Diagrama esquemático dos frascos lavadores.

Após a fixação dos compostos (H_2S e NH_3), em suas respectivas soluções de captura, os frascos lavadores eram levados ao LIMA para posterior quantificação das concentrações dos referidos compostos, seguindo suas respectivas metodologias de análise.

Utilizou-se a análise gravimétrica como metodologia para obtenção da quantificação das concentrações de gás sulfídrico. O precipitado formado, após o borbulhamento, era quantificado de acordo com a metodologia descrita por Maris e Laplanche (1994); Belli Filho (1995); Carvalho (2001) e Trupell (2002).

A quantificação da concentração de amônia, para cada amostragem no biofiltro, foi realizada através do método de destilação (método Kjeldahl), de acordo com o Standard Methods.

As concentrações dos compostos mal odorantes, obtidas através das análises químicas, representavam valores de uma amostragem composta, considerando que a captura dos compostos em solução era realizado por um período de 4 horas diárias durante cinco dias.

4.2.5.2 Análise olfatométrica

Para avaliar a eficiência de redução das intensidades odorantes, na entrada e saída do biofiltro, utilizou-se como metodologia de análise a olfatometria, segundo a norma ASTM E544-75, revisada em 1997. A escolha deste método foi baseada em pesquisa realizada por Belli Filho (1995) e Carvalho (2001), mostrando ser eficiente e de fácil aplicação na determinação das intensidades odorantes.

O objetivo da utilização deste método foi obter respostas, através de um júri de pessoas, baseadas na intensidade odorante produzida pelas fontes de gases mal odorantes. Esta metodologia utiliza como elemento de referência a solução de 1-Butanol, diluída em diferentes concentrações. A escolha desta solução padrão foi baseada na norma americana ASTM E544-75 revisada em 1997.

A coleta dos gases, na entrada e na saída do biofiltro, era realizada antes da amostragem química. Os gases eram coletados e armazenados em sacolas tedlar e levados ao LIMA para realização da análise olfatométrica.

Adotou-se como referência na determinação desta análise, uma escala com diferentes diluições da solução padrão de 1-butanol. À estas diluições foram atribuídas diferentes intensidades odorantes com seus respectivos níveis de intensidade, como mostra a Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Escala de diluição da solução padrão de 1-butanol.

1- Butanol (g.l ⁻¹)	IO (Intensidade odorante)	Níveis de intensidade
10	MF-muito forte	5
1,0	F-forte	4
0,1	M-médio	3
0,01	f- fraco	2
0,001	mf- muito fraco	1

Fonte: (AFNOR, 1993), apud Belli Filho e De Melo Lisboa, 1998.

Para a realização da análise olfatométrica selecionava-se um grupo de pessoas (8 a 14 pessoas) para fazer parte do júri. A faixa etária deste júri variava entre 19 a 45 anos, sendo formada por alunos, bolsistas, pesquisadores, técnicos e professores do curso de graduação e pós-graduação de Engenharia Sanitária da UFSC. Procurava-se trabalhar, na medida do possível, sempre com o mesmo júri e sempre obedecendo aos critérios de seleção na escolha do mesmo, segundo as recomendações da norma Francesa AFNOR X 43-103 (1990). Depois do convite, cada membro do júri passava por um teste olfatométrico para posterior identificação das amostras analisadas. O objetivo do teste era submeter, individualmente, os membros do júri às diferentes concentrações da solução de 1-butanol. Estas concentrações eram obtidas fazendo sucessivas diluições de um determinado volume da solução padrão de 1-butanol em água destilada até a obtenção das concentrações mostradas na escala de referência. Após a diluição as novas soluções, com diferentes concentrações, eram colocadas em cinco frascos de vidro numerados aleatoriamente. Estas concentrações apresentavam a seguinte ordem crescente das intensidades odorantes com seus respectivos níveis de intensidade: muito fraco (1), fraco (2), médio (3), forte (4) e muito forte (5).

O princípio do teste era cheirar as soluções, contidas nos frascos, e colocá-los em ordem crescente ou decrescente das concentrações, baseando-se nas intensidades, que variavam de muito forte a muito fraco.

Segundo a norma ASTM E-544-75 revisada em 1997, os júris podem achar que depois de julgar um nível alto de intensidade de odor na escala, possa haver dificuldade na detecção do odor em nível mais baixo da escala. Com esta informação, decidiu-se, primeiramente,

apresentar os frascos contendo as intensidades que variavam de muito fraco a médio. Estes frascos eram colocados em ordem aleatória das concentrações e somente a pessoa que conduzia o teste sabia a ordem correta em que as concentrações se apresentavam. Após a colocação em ordem crescente ou decrescente dos três primeiros frascos eram, então, apresentados os dois frascos restantes, como mostram as Figuras 4.5 e 4.6.



Figura 4.5 - Apresentação dos 3 primeiros frascos. Figura 4.6 - Apresentação dos 2 frascos restantes.

O júri tinha duas chances para colocar os frascos na seqüência certa. O indivíduo que tivesse dificuldade na realização do teste não poderia fazer parte do júri e o membro que conseguisse identificar em ordem crescente ou decrescente as diferentes concentrações da solução de 1-butanol estaria apto a detectar as intensidades odorantes na entrada e saída do biofiltro.

Após esta etapa, cada membro do júri era orientado a comparar, baseando-se na escala de referência, os níveis de intensidade odorante dos gases na entrada e saída do biofiltro com os frascos contendo as diferentes concentrações da solução de 1-butanol, agora já em ordem correta das concentrações, ignorando as diferentes qualidades do odor.

Os membros do júri, individualmente, cheiravam, primeiramente, o gás contido na sacola, coletado na saída do biofiltro e em seguida o gás coletado na entrada, como mostra a Figura 4.7. Era permitido conferir e reconferir a amostra com os frascos contendo as soluções. O membro do júri poderia, ainda, informar se o odor analisado estava entre duas intensidades da escala ou se o odor da amostra era mais forte que o nível mais alto da escala ou mais fraco que o nível mais fraco da escala. A Figura 4.8 apresenta os frascos com as concentrações de 1-butanol e a sacola tedlar utilizada para coletar os gases na saída do biofiltro.



Figura 4.7 - Sacola contendo gás coletado na saída.



Figura 4.8 - Sacola Tedlar e Frascos com soluções de 1-butanol.

A análise olfatométrica era realizada sem a interferência do condutor, deixando os jurados livres para determinar as diferentes intensidades odorantes de cada fonte. A realização desta análise durava, em média, 5 minutos.

A cada análise olfatométrica eram feitas novas soluções com as diferentes diluições e, após o término da análise, os frascos eram esvaziados e lavados com água destilada.

A avaliação olfatométrica no biofiltro foi realizada semanalmente (entrada e saída) e ao término das análises, as sacolas utilizadas deveriam ser limpas passando várias vezes um volume de ar, livre de impurezas, até a eliminação de um possível odor residual. Como o laboratório não dispunha de um equipamento que atendesse a esta necessidade, as sacolas eram, então, colocadas ao sol.

4.2.6 Procedimento para o monitoramento do biofiltro na fase 1.

O procedimento para o monitoramento do biofiltro foi realizado seguindo as orientações abaixo:

- 1- Abria-se o registro da tubulação de coleta dos gases no digestor anaeróbio;
- 2- Abria-se a mangueira de coleta do ar atmosférico;
- 3- Ajustava-se a vazão de amostragem a ser monitorada através do inversor de frequência;
- 4- Ligavam-se as bombas amostradoras e ajustava a vazão de coleta dos gases através dos rotômetros na entrada e saída do biofiltro;

- 5- Anotava-se o volume de gás do início da amostragem na entrada e saída do biofiltro;
- 6- Anotava-se a hora do início da amostragem e a perda de carga inicial no biofiltro.

Após o período de amostragem desligava-se o sistema seguindo as etapas abaixo:

- 1- Anotava-se a perda de carga no sistema;
- 2- Através do inversor de frequência, diminuía-se gradativamente a vazão de amostragem do sistema, ficando o ventilador funcionando para manter a constante aeração do meio filtrante;
- 3- Desligava-se as bombas amostradoras;
- 4- Fechava-se o registro de coleta de gás do digestor;
- 5- Fechava-se a mangueira de coleta de ar atmosférico;
- 6- Após o término da amostragem anotava-se a hora e o volume de gás armazenado no registrador e, faziam-se algumas observações quanto à temperatura.

4.2.7 Procedimento para o monitoramento do biofiltro na fase 2.

O procedimento para o monitoramento do biofiltro foi realizado seguindo as orientações abaixo:

- 1- Abria-se o registro da válvula acoplada ao cilindro contendo gás sulfídrico;
- Os passos seguintes eram iguais ao procedimento para monitoramento da fase 1.

Após o período de amostragem desligava-se o sistema seguindo as etapas abaixo:

- 1- Anotava-se a perda de carga no sistema;
- 2- Fechava-se a válvula do cilindro que continha gás sulfídrico;

Os passos seguintes eram iguais ao procedimento para a fase 1.

4.2.8 Análise do meio filtrante

Através do laboratório da CIDASC foram realizadas análises na turfa antes e após o período de monitoramento do biofiltro. Estas análises objetivaram identificar e quantificar os elementos químicos presentes na turfa. As análises para determinação do teor de umidade e da matéria orgânica foram realizadas no LIMA de acordo com o Standard Methods. Foram realizados, ainda, exames de microscopia eletrônica de varredura, com o objetivo de observar a formação do biofilme.

Para realização deste exame as amostra tinham que estar isentas de umidade. As amostras, então, foram secas em estufa durante um determinado período de tempo e processadas em laboratório, onde recebiam um banho de ouro e, em seguida, eram visualizadas em microscópio eletrônico de varredura e fotografadas.

CAPÍTULO V

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados mostrados neste capítulo foram obtidos conforme descrito no Capítulo 4, sendo apresentados seguindo as etapas da pesquisa.

5.1 Utilização de um biofiltro com composto orgânico no tratamento de gases mal odorantes de um reator anaeróbio do tipo tanque séptico.

Nesta etapa, foram quantificadas as concentrações de gás sulfídrico e de amônia, bem como avaliada, em termos de análise olfatométrica, a redução dos gases mal odorantes de um reator anaeróbio do tipo tanque séptico. Como foi um estudo preliminar, o objetivo foi avaliar as metodologias de análises e conhecer o funcionamento do biofiltro. A seguir, são mostradas, através de gráficos, as concentrações obtidas nas análises químicas correspondentes a cada composto odorante e a avaliação da redução de odores através da análise olfatométrica. O tempo de operação do biofiltro com composto orgânico foi em torno de 140 dias.

5.1.1 Comportamento do biofiltro para o gás sulfídrico

Para avaliar a eficiência do biofiltro no tratamento do gás sulfídrico, adotou-se a técnica de absorção do referido composto em solução aquosa de HgCl_2 , quantificando esta solução através da análise gravimétrica. Foram realizadas dezesseis amostragens, sendo que, para as onze primeiras aplicou-se a Velocidade Superficial de Gás (VSG) de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ com Tempo de Contato (TC) de 30s e, para as cinco restantes, aplicou-se a VSG de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ com TC de 46s. As concentrações quantificadas através da análise gravimétrica são concentrações médias, apresentando variações de 0,304 a 0,0242 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, para a entrada, e 0,194 a 0,0171 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ para a saída do biofiltro. A Figura 5.1 apresenta o gráfico gerado com as concentrações de H_2S para a entrada e saída do biofiltro.

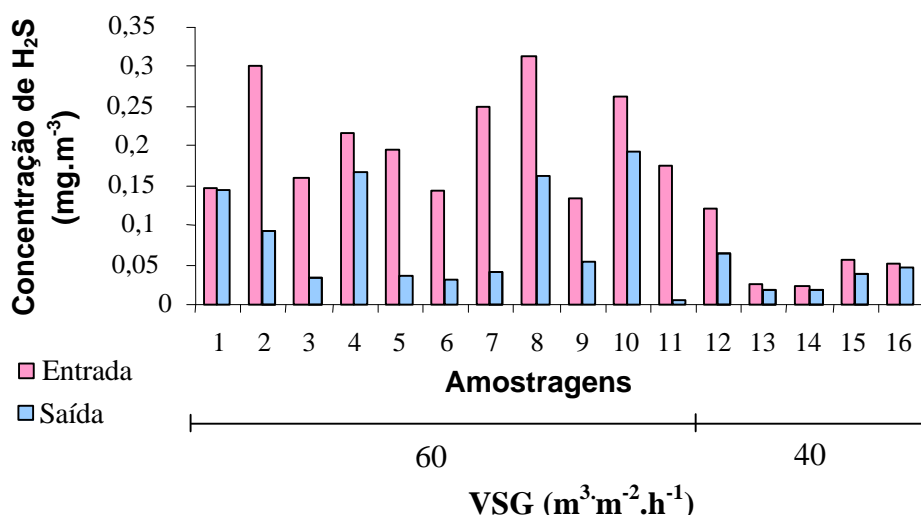


Figura 5.1 - Evolução da concentração de H₂S para o biofiltro com composto orgânico

Na aplicação da VSG de $60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, as concentrações obtidas na entrada do biofiltro apresentaram o valor máximo de $0,314 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$ para a oitava amostragem, e mínimo de $0,0145 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$ para a nona amostragem. Já as concentrações de saída, apresentaram o valor máximo de $0,194 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$ para a décima amostragem, e mínimo de $0,004 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$ para a décima primeira amostragem.

Observa-se que, praticamente, não houve remoção de gás sulfídrico na primeira amostragem. Isto está relacionado ao curto período para adaptação e desenvolvimento das bactérias que atuam na degradação deste composto. Para a condição operacional de $60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ verifica-se uma tendência à redução das concentrações de saída, mantendo-se, em sua maioria, abaixo da concentração de $0,05 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$, contudo em algumas amostragens (4, 8 e 10) ocorreu um aumento das concentrações ficando acima de $0,15 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$. Estas variações podem ter ocorrido devido a uma limitação do método. Nesta condição operacional, o biofiltro apresentou uma eficiência de remoção de 58% para o H₂S. Carvalho (2001), utilizando um biofiltro com leito de turfa apresentando o mesmo dimensionamento do biofiltro estudado nesta pesquisa e aplicando a mesma condição operacional ($60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) obteve concentrações de H₂S, na saída do biofiltro, variando de $0,0872$ a $0,0183 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$, apresentando eficiência de remoção de 52 % para o referido composto, mostrando que, nesta condição operacional, as eficiências de remoção do biofiltro com composto orgânico e do biofiltro com turfa ficaram bem próximas.

Durante o monitoramento do biofiltro aplicando a VSG de $40 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, a maioria das concentrações, tanto para a entrada quanto para a saída do biofiltro, ficaram abaixo de $0,05 \text{ mg}.\text{m}^{-3}$, o que conferiu ao biofiltro uma eficiência de remoção para o gás sulfídrico de apenas

30%. Nesse período foram realizadas leituras de temperaturas, sendo que a média ficou em torno dos 12°C. Le Cloirec et al (1991) relata que a escala de temperatura para a biofiltração varia entre 15°C e 40°C com temperatura ótima entre 30°C e 40°C Zhang et al, (2002). A queda da temperatura para menos 10°C causa uma perda parcial na eficiência do biofiltro (LE CLOIREC et al, 1991). As baixas temperaturas registradas neste período podem ter interferido na eficiência de remoção do gás sulfídrico. Carvalho (2001), relata que não detectou concentrações de H₂S devido a baixas temperaturas verificadas no período de monitoramento (que compreendeu a fase final de operação da taxa de 32 m³.m⁻².h⁻¹ e metade da operação da taxa de 44 m³.m⁻².h⁻¹) mostrando que a queda de temperatura também interferiu em seu estudo.

5.1.2 Comportamento do biofiltro para a amônia

O composto NH₃ foi analisado usando como equipamento, para obtenção das concentrações, um cromatógrafo iônico DIONEX-DX 120. Para quantificar a amônia (NH₃) foram realizadas dezesseis amostragens, mas devido a problemas técnicos com o equipamento de análise, obteve-se somente resultados aplicando a VSG de 60 m³.m⁻².h⁻¹ com TC de 30s, correspondendo a apenas sete amostragens. A Figura 5.2 apresenta o gráfico com as concentrações de NH₃, para a entrada e saída do biofiltro, obtidas ao longo de seu monitoramento.

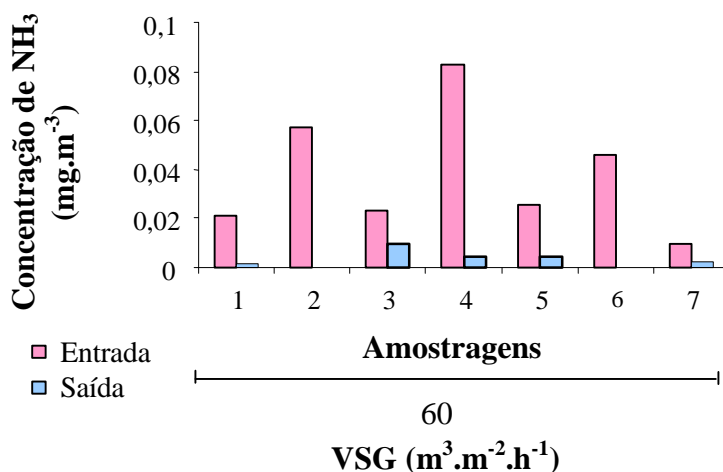


Figura 5.2 - Evolução da concentração de NH₃ no biofiltro com composto orgânico.

As concentrações na entrada do biofiltro apresentaram pico máximo de 0,083 mg.m⁻³ e mínimo de 0,01 mg.m⁻³. Na saída, as concentrações apresentaram pico máximo de 0,0097 mg.m⁻³ e mínimo de 0,00026 mg.m⁻³. O biofiltro apresentou uma eficiência de remoção de 86% para o composto de NH₃.

Comparando as Figuras 5.1 e 5.2 observa-se que as concentrações de H_2S para a entrada do biofiltro variaram de 0,304 a 0,145 mg.m^{-3} enquanto que as concentrações de NH_3 variaram de 0,0824 a 0,0095 mg.m^{-3} para a mesma condição operacional, observando que as maiores concentrações foram obtidas para o H_2S . Isto mostra que o principal responsável pelo mal odor proveniente do reator anaeróbico foi o gás sulfídrico. Carvalho (2001), aplicando a mesma condição operacional, obteve uma eficiência de remoção de 85% para as concentrações de amônia, muito próxima da encontrada neste estudo, mostrando que nestas condições tanto o biofiltro utilizando como leito filtrante o composto orgânico como a turfa, foram eficientes na remoção do composto de NH_3 .

5.1.3 Análise olfatométrica

Esta metodologia de análise obtém respostas através de um júri de pessoas, em termos de intensidade odorante. Os gases odorantes utilizados nesta análise eram coletados e armazenados em sacolas plásticas e levados ao laboratório onde eram feitas as análises. Aplicou-se a análise olfatométrica das intensidades odorantes para quinze amostragens, sendo que as onze primeiras foram monitoradas aplicando a VSG de $60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e TC de 30s e as quatro restantes, aplicando a VSG de $40 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ e TC de 46s. Os resultados são discutidos de acordo com as condições operacionais aplicadas no biofiltro. A Figura 5.3 apresenta o gráfico com as médias e o desvio padrão das respostas relatadas pelos júris, para cada amostragem, em termos de intensidade odorante para a entrada e saída do biofiltro, aplicando as condições operacionais de $60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ com 30s e $40 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ com 46s.

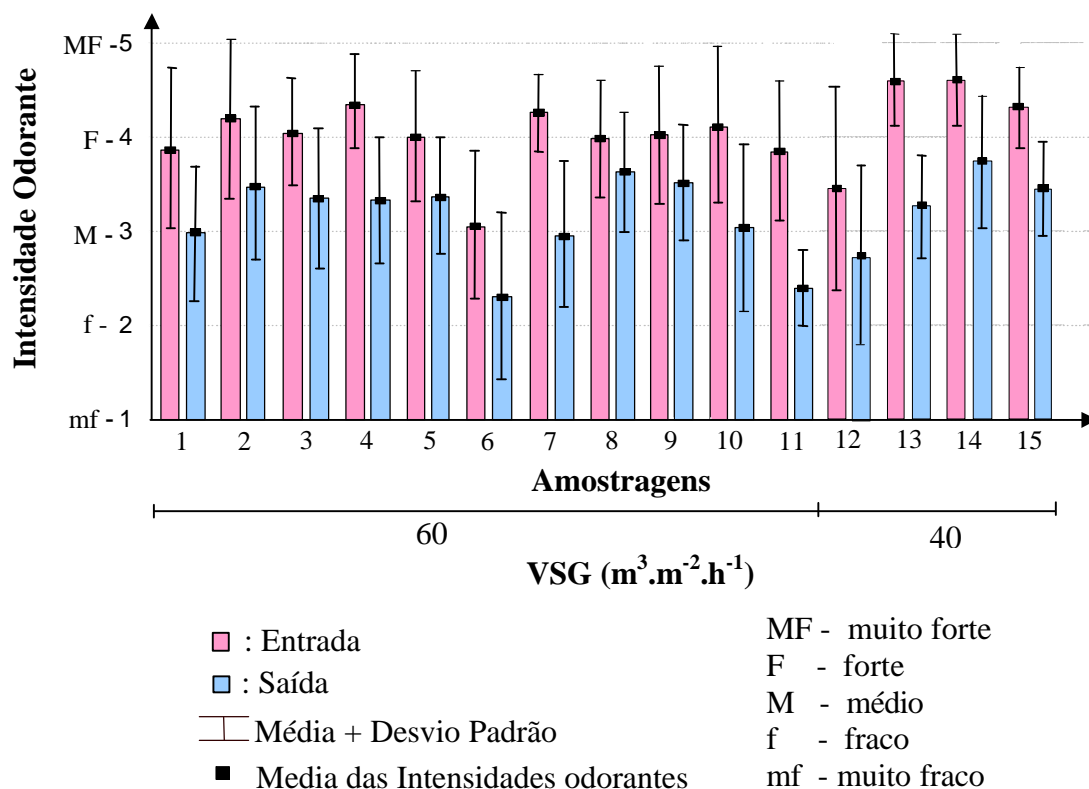


Figura 5.3 - Evolução da intensidade odorante aplicando a VSG de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

Na condição operacional de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, as amostras dos gases mal odorantes coletadas na entrada do biofiltro apresentaram, em sua maioria, intensidade odorante forte, com exceção da amostragem 6, que apresentou intensidade odorante média. Observa-se que, na maioria das amostragens, o desvio padrão em torno da média foi significativo, podendo interferir na análise dos resultados.

Para as amostras coletadas na saída do biofiltro, observa-se uma grande variação nas intensidades odorantes obtidas em cada amostragem. Observa-se na Figura 5.3 que a maioria das amostragens apresentou, nas respostas dos jurados, intensidades odorantes aproximando-se de uma intensidade odorante média, porém apresentando como exceções as amostragens: 2, 8 e 9 que obtiveram intensidades variando de médio à forte, porém aproximando-se da intensidade odorante forte; 6 e 11, variando no intervalo das intensidades fraca à média, porém, aproximando-se da intensidade odorante fraca. Ressalta-se que o desvio padrão em torno da média, em algumas amostragens, foi significativo. Destaca-se que o órgão sensorial utilizado na aplicação da análise olfatométrica é o nariz humano o que confere subjetividade nas respostas relatadas por cada membro do júri.

Aplicando a VSG $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ obteve-se, na maioria das amostragens, intensidades odorantes variando de forte a muito forte na entrada do biofiltro, aproximando-se da

intensidade muito forte, contudo observa-se, como exceção, a amostragem 12, que apresenta, como média, intensidade odorante variando de médio a forte, entretanto, aproximando-se da intensidade odorante média. Observa-se que o desvio padrão em torno da média, para esta amostragem, foi o que apresentou maior variação.

Na saída, a análise olfatométrica mostrou variação em todas as amostragens, apresentando como média, na amostragem 12, intensidade odorante variando de fraco a médio. As amostragens 13, 14 e 15 apresentaram como média das respostas relatadas pelos jurados, intensidades variando de médio a forte, entretanto, nas amostragens 12 e 13 a média das respostas relatadas pelos júris aproxima-se de uma intensidade odorante média, já nas amostragens 14 e 15 essa média aproxima-se de uma intensidade odorante forte. As diferentes respostas relatadas por cada membro dos júris fazem com que ocorra uma variação na média das intensidades, o que reforça a aplicação desta metodologia de análise com um maior número possível de jurados objetivando um melhor tratamento estatístico dos dados.

A comparação das análises químicas com a análise olfatométrica, neste caso, é extremamente difícil. Esta comparação se torna impraticável porque os compostos odorantes analisados, neste experimento, foram medidos de forma composta, enquanto que a análise olfatométrica foi avaliada de modo instantâneo. É notório, que neste estudo, o principal causador do mal odor foi o gás sulfídrico, podendo levar a especulações do tipo: maior a produção de gás sulfídrico maior o incomodo odorante, porem não se pode afirmar, ou mesmo, comparar os resultados, devido a maneira com que foram obtidos os compostos químicos, de forma composta, e a análise olfatométrica, de forma pontual.

5.1.4 Composição do meio filtrante

A caracterização física do material filtrante foi obtida mediante a análise do mesmo pelo laboratório da Secretaria de Agricultura do Estado Santa Catarina / CIDASC, sendo realizada no composto “in natura” e após o término da fase experimental. A Tabela 5.1 apresenta a composição do composto orgânico “in natura” e após o período de monitoramento do biofiltro. Destaca-se que esta composição de nutrientes refere-se a apenas uma amostra analisada para cada fase do composto orgânico (“in natura” e após o experimento).

Tabela 5.1 - Composição do composto orgânico “in natura” e após a fase experimental.

Composição de nutrientes %	Composto orgânico	
	“In natura”	Após a fase experimental
NTK	0,80	1,17
S	0,20	0,022
Umidade	53,8	24,91
M.O	21,5	25,70
pH	6,6	6,4

De acordo com a composição apresentada na Tabela 5.1 observa-se que houve um aumento de nutrientes, conseqüentemente, ocasionando um aumento da matéria orgânica, o que evidencia a presença de um processo biológico de tratamento. Porém, a análise do enxofre mostrou que este composto foi consumido durante o processo, apresentando uma redução após o período experimental. Este enxofre pode ter sido transformado em formas instáveis as quais o método de análise não pôde detectar.

Em relação a umidade, observa-se que o composto analisado, após a fase experimental, apresentou uma redução em relação a umidade inicial, ficando abaixo dos valores recomendados na literatura (40 a 60%). Esta redução pode ter sido um dos parâmetros interferentes na eficiência de remoção do gás sulfídrico e da análise olfatométrica.

Após a fase experimental o composto orgânico apresentou uma redução em seu pH o que não interferiu no processo de degradação dos compostos analisados, a literatura apresenta remoção do gás sulfídrico a um pH neutro, porém não foram encontrados relatos da influência do pH na remoção da amônia.

5.2 APLICAÇÃO DE UM BIOFILTRO NO TRATAMENTO DE GASES MAL ODORANTES, UTILIZANDO TURFA COMO MATERIAL FILTRANTE.

Avaliação da perda de carga ao longo do experimento

A variação da pressão em um sistema é um fator que está intrinsecamente ligado à perda de carga gerada no mesmo, assim, quanto maior a perda de carga maior será a queda de pressão. Desta forma, temos a pressão como um dos fatores operacionais que afetam consideravelmente o desempenho de um biofiltro. Durante o decorrer do experimento, a variação da perda de carga no biofiltro foi de 1mm, pode-se dizer que esta variação foi desprezível não comprometendo o funcionamento do sistema, o que mostra que não houve

grandes variações de pressão. O principal objetivo do monitoramento da perda de carga foi verificar a ocorrência ou não de colmatção e/ou adensamento do meio filtrante, sendo que, ao final do experimento, constatou-se que nenhum dos dois fenômenos físicos ocorreu.

5.2.1 Parâmetros operacionais.

A seguir serão comentados alguns parâmetros operacionais que foram acompanhados ao longo do monitoramento do biofiltro, bem como suas importâncias e irrelevâncias no processo de biofiltração.

5.2.1.1 Inoculação

Realizou-se uma inoculação na turfa com bactérias provenientes do sistema de lodos ativados da estação de tratamento de esgotos sanitários – ETE- Insular da CASAN localizada no município de Florianópolis. Esta inoculação foi feita com o objetivo de acelerar o processo de degradação dos compostos odorantes.

5.2.1.2 Umidade

Inicialmente adicionava-se duas vezes por semana 300 ml de água no meio filtrante. Após a avaliação dos primeiros resultados para as análises químicas e olfatométricas, cogitou-se a possibilidade do meio filtrante não apresentar umidade necessária ao desenvolvimento das bactérias atuantes em um processo biológico. Diversos autores acentuam que a umidade é um dos parâmetros mais importantes no estudo de um biofiltro.

Após verificação de um teor de umidade abaixo do teor inicial, optou-se por uma manutenção diária de umidade no meio filtrante. Esta manutenção era feita adicionando-se uma quantidade de água no início de cada amostragem e, no final da mesma, abria-se o biofiltro para observar as condições de umidade do meio filtrante. Este acompanhamento foi feito a partir da aplicação da quarta VSG como mostram as Figuras 5.4, 5.5 e 5.8. Após este acompanhamento foram obtidas as seguintes cargas hidráulicas, em função do volume de água que era colocado por dia no biofiltro, correspondente a cada VSG, de acordo com aplicação no sistema: 17, 25, 34 e 40 l H₂O.m⁻².d⁻¹.

Após a coleta de amostras do material filtrante, ao longo da altura do biofiltro, verificou-se que a amostra, a qual apresentava o menor teor de umidade foi a coletada na

camada inferior. Isto mostra que a presença da lâmina d'água, no fundo do biofiltro, foi desnecessária à manutenção da umidade no meio.

5.2.1.3 pH

Um outro parâmetro operacional importante no monitoramento do biofiltro é o pH. Infelizmente este parâmetro não foi monitorado diariamente ao longo da fase experimental. Após abertura do biofiltro, descrito anteriormente, medidas de pH no meio filtrante revelaram a condição de acidez em que o meio se encontrava. Para tentar aumentar o pH do meio adicionava-se a ele uma solução de NaOH 50%. Devido às dificuldades na correção do pH, que se dava lentamente, decidiu-se fazer leitura desse parâmetro quinzenalmente e não mais corrigi-lo. Esta decisão não prejudicou a eficiência de remoção do gás sulfídrico, pois foram obtidas leituras mínimas de pH na faixa de 3,0 – 3,5 que na literatura mostra-se um ambiente favorável à atuação das bactérias do gênero *Thiobacillus*.

5.2.1.4 Temperatura

A temperatura do biofiltro variou em média de 21 a 30°C que, segundo a literatura, está dentro da faixa de temperatura para a remoção, tanto do gás sulfídrico como da amônia. Segundo Janni and Nicolai, (2000 apud ZHANG et al, 2002), a temperatura ótima para a biofiltração apresenta-se na faixa entre 30 e 50°C.

5.2.2 Avaliação do biofiltro utilizando como fonte de gases mal odorante um digestor anaeróbio.

Nesta etapa foram quantificadas as concentrações de gás sulfídrico e de amônia, bem como avaliado em termos de análise olfatométrica a redução dos gases mal odorantes de um digestor anaeróbio. O tempo de operação do biofiltro com turfa foi em torno de 350 dias, com análises semanais e algumas pausas por problemas técnicos. As concentrações e as intensidades odorantes foram obtidas de acordo com as VSG's aplicadas ao longo do monitoramento do biofiltro. O tempo de contato em que os gases permaneciam no biofiltro variou de 108 a 30s de acordo com suas correspondentes VSG's.

A seguir são mostradas, através de gráficos, as concentrações obtidas nas análises químicas, correspondentes a cada composto odorante e a avaliação da redução dos odores através da análise olfatométrica. Este estudo foi desenvolvido aplicando diferentes VSG's.

5.2.2.1 Comportamento do biofiltro para o gás sulfídrico.

Avaliou-se a eficiência de remoção do H_2S ao longo do monitoramento do biofiltro aplicando como metodologia, para quantificação das concentrações, a análise gravimétrica. As concentrações médias de H_2S para a entrada do biofiltro variaram entre 0,467 (4ª amostragem) e 0,00423 $mg.m^{-3}$ (9ª amostragem), e para a saída variaram de 0,428 (4ª amostragem) a 0,00324 $mg.m^{-3}$ (10ª amostragem), chegando a não ser detectadas em algumas amostragens.

A Figura 5.4 apresenta o gráfico com as concentrações obtidas ao longo do experimento com suas respectivas VSG's na ordem de aplicação no biofiltro.

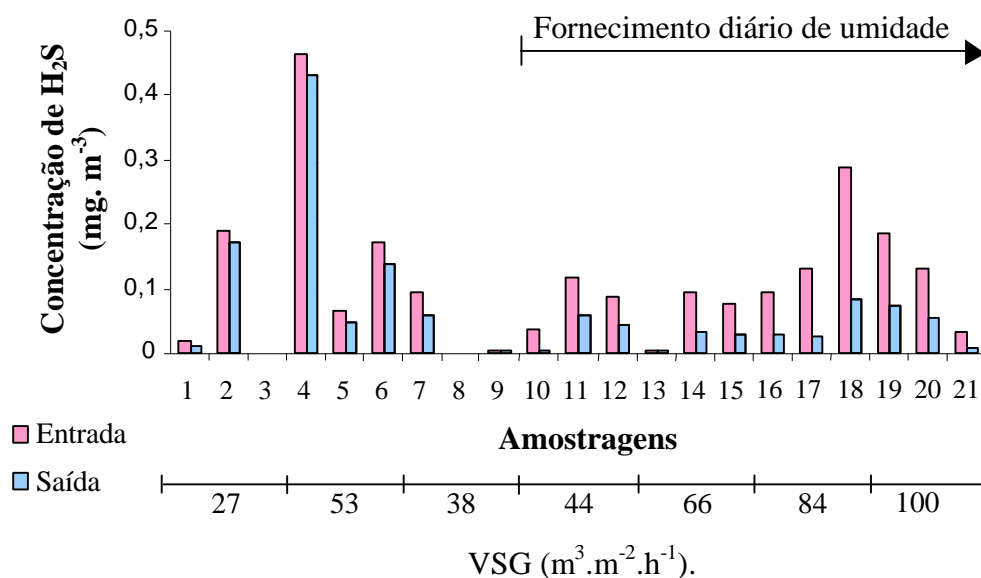


Figura 5.4 - Evolução da concentração de H_2S no biofiltro com turfa

Na aplicação das três primeiras VSG's (27, 53 e 38 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$), observa-se que a eficiência de remoção para o H_2S foi pequena. O curto período para adaptação e desenvolvimento das bactérias capazes de degradar o H_2S pode ter influência nesta baixa remoção. Experiências realizadas por Webster, et al, (1997 apud VAN LANGENHOVE e DE HEYDER 2001), utilizando um biofiltro em escala laboratorial, mostraram que o tempo necessário para alcançar condições de estabilidade microbiana para remoção de baixas concentrações de H_2S e compostos orgânicos, foi em torno de 100 dias. As mudanças lentas do pH no biofiltro foram apontadas como uma das causas do longo tempo para esta estabilização. Na aplicação da VSG de 38 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ as concentrações para a oitava e a nona amostragem foram muito pequenas não sendo detectadas pelo método de análise.

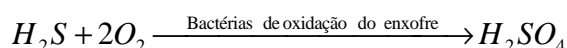
Na aplicação da taxa de $38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ pode ter ocorrido uma possível perturbação no digestor anaeróbio, o que limitou à baixas concentrações de H_2S , não sendo, em algumas amostragens detectadas pelo método gravimétrico.

Observando a Figura 5.5 pode-se verificar que no período sem um fornecimento diário de umidade, as eficiências de remoção para as três VSG's (27.53 e $38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) foram muito próximas (20%, 27% e 26%, respectivamente na ordem de aplicação). Observa-se, com isso, que a variação destas velocidades não interferiu no sistema, admitindo que poderia ser aplicada somente uma VSG durante todo o período sem o fornecimento diário de umidade.

A partir da aplicação da VSG de $44 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ até a VSG de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, houve fornecimento diário de umidade ao biofiltro, observando que as eficiências de remoção para as concentrações de H_2S aumentaram neste período. Como as bactérias necessitam de um meio úmido para se desenvolverem o fornecimento dessa condição para o meio filtrante pode ter sido um fator contribuinte para seu crescimento, ocasionando, conseqüentemente, um aumento da eficiência de remoção para o referido composto.

A transformação do H_2S em ácido sulfúrico ocorreu de forma predominante no biofiltro e foram obtidos valores de pH no meio filtrante em torno de 3,0 a 3,5, o que mostra a acidez da turfa. Ressalta-se, porém, que mesmo na presença de um pH ácido, as bactérias desenvolvem seu papel na degradação do H_2S .

A Equação 5.1 mostra o mecanismo predominante na remoção do H_2S .



No período de aplicação das VSG's de 44, 66, 84 e $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, as concentrações para a saída do biofiltro ficaram abaixo de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, apresentando eficiência de remoção de 65 %, 58 %, 73% e 67% na ordem de aplicação das velocidades no biofiltro, respectivamente.

O biofiltro obteve melhor desempenho na remoção das concentrações de H_2S quando aplicada a condição operacional de $84 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ com tempo de contato de 35s, obtendo concentração média, na entrada do biofiltro, de $0,1714 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, e na saída de $0,04743 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, apresentando uma eficiência de remoção de 73%. A carga hidráulica aplicada para esta condição operacional foi de $34 \text{ l H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

5.2.2.2 Comportamento do biofiltro para a amônia

Objetivando quantificar um dos compostos responsáveis pelos mal odores produzidos no digestor anaeróbio, avaliou-se as concentrações de amônia para a entrada e saída do biofiltro utilizando como metodologia de análise o método Kjeldahl. O biofiltro obteve uma eficiência média de remoção, para este composto, de 78%.

A Figura 5.5 apresenta o gráfico com as concentrações obtidas ao longo do experimento com suas respectivas VSG's na ordem de aplicação no biofiltro.

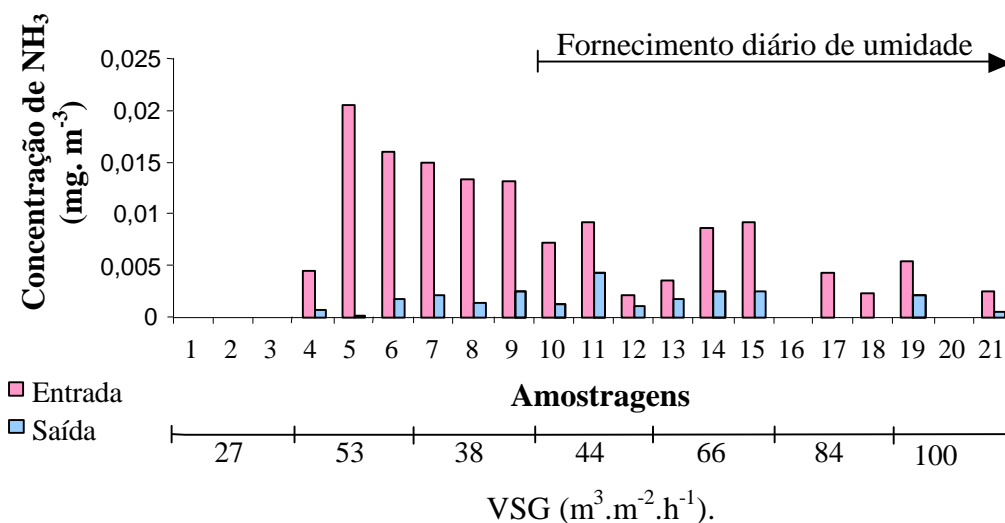


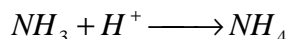
Figura 5.5 - Evolução da concentração de NH_3 no biofiltro com turfa

Na aplicação da primeira VSG ($27 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$), observa-se que as concentrações de amônia não foram detectadas através do método titulométrico. Devido a acidez no meio filtrante toda amônia apresentava-se na forma ionizada (NH_4^+) sendo transformada em amônia livre (NH_3) (de acordo com a metodologia de análise) com o aumento de pH. Supõe-se que o pH das amostras não foi elevado o suficiente para proporcionar a transformação da amônia ionizada em amônia livre, não obtendo assim, concentrações significativas nestas amostragens.

Contrariamente ao que foi verificado para o composto de gás sulfídrico, a umidade não interferiu na eficiência de remoção do composto NH_3 . Durante toda a fase experimental, obteve-se uma boa eficiência de remoção para este composto, chegando a apresentar no período, sem o fornecimento diário de umidade, uma eficiência média de remoção de 90 % correspondente a VSG de $53 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

Ferreira (2000) obteve remoção para amônia, em meio aquoso, em um pH até 5,0, observando que quando o pH move-se para o lado ácido a taxa de oxidação da amônia declina. Como durante todo o monitoramento do biofiltro verificou-se a presença de um pH ácido no meio filtrante, provavelmente houve a predominância de um processo de adsorção para o composto NH_3 , porém, não descartando também, a ocorrência de um processo biológico.

A Equação 5.2 mostra o mecanismo de transformação da amônia no biofiltro.



Comparando-se os resultados obtidos para a análise da amônia com os resultados do gás sulfídrico, mostrados na Figura 5.6, observa-se que durante todo o monitoramento do biofiltro as concentrações de gás sulfídrico mostraram-se de uma magnitude considerada em relação às concentrações de amônia, o que mostra que o principal causador do mal odor presente no gás, produzido no digestor, foi o gás sulfídrico (H_2S).

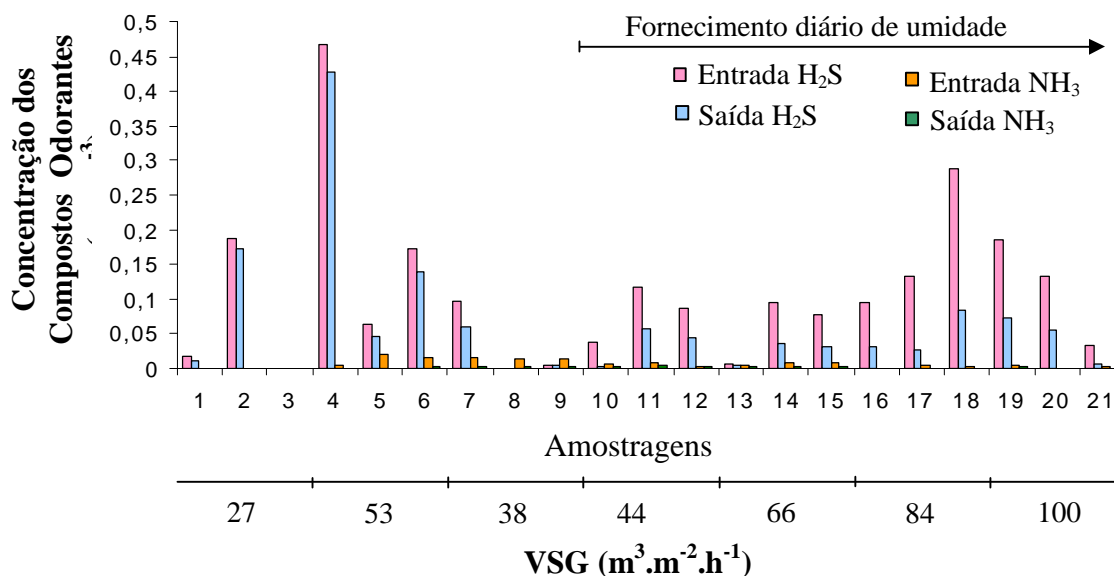


Figura 5.6 - Evolução das concentrações de H_2S e NH_3 no biofiltro.

Pode-se concluir, além predominância do gás sulfídrico, que a quantificação da amônia se mostra desnecessária não apresentando concentrações que possam causar incômodos olfativos. Segundo Vincent e Hobson (1998 apud STUETZ et al, 2001), o limite de percepção odorante para a amônia varia de 130 - 15300 ppb, mostrando-se bem acima das concentrações obtidas neste experimento.

Carvalho 2001, avaliando um biofiltro com leito de turfa observou resultados similares, verificando após um período de amostragem que o principal causador dos mal odores em um reator anaeróbio foi o gás sulfídrico.

A diferença entre as concentrações obtidas para os dois compostos evidencia uma limitação no método empregado para obtenção das concentrações de gás sulfídrico o quando utilizado para detecção de baixas concentrações. O mesmo não acontece para o método utilizado para determinação das concentrações de amônia, verificando a sensibilidade do método, o que pode ser constatado, já que as concentrações obtidas foram da ordem de $0,000458 \text{ mg.m}^{-3}$.

5.2.2.3 Comportamento do biofiltro em relação à análise olfatométrica.

A análise olfatométrica era realizada semanalmente, sendo obtidas variações nas intensidades odorantes para cada VSG aplicada no biofiltro. Os gases eram coletados antes de ligar o sistema para a coleta das amostragens químicas. Lembrando que cada membro selecionado para fazer parte do júri, inicialmente era submetido a um teste olfatométrico para posterior análise das amostras odorantes. A Figura 5.7 apresenta o gráfico com as intensidades odorantes para a entrada e saída do biofiltro, para as três primeiras condições operacionais aplicadas no sistema, sendo apresentada a média e o desvio padrão das intensidades obtidas em cada amostragem.

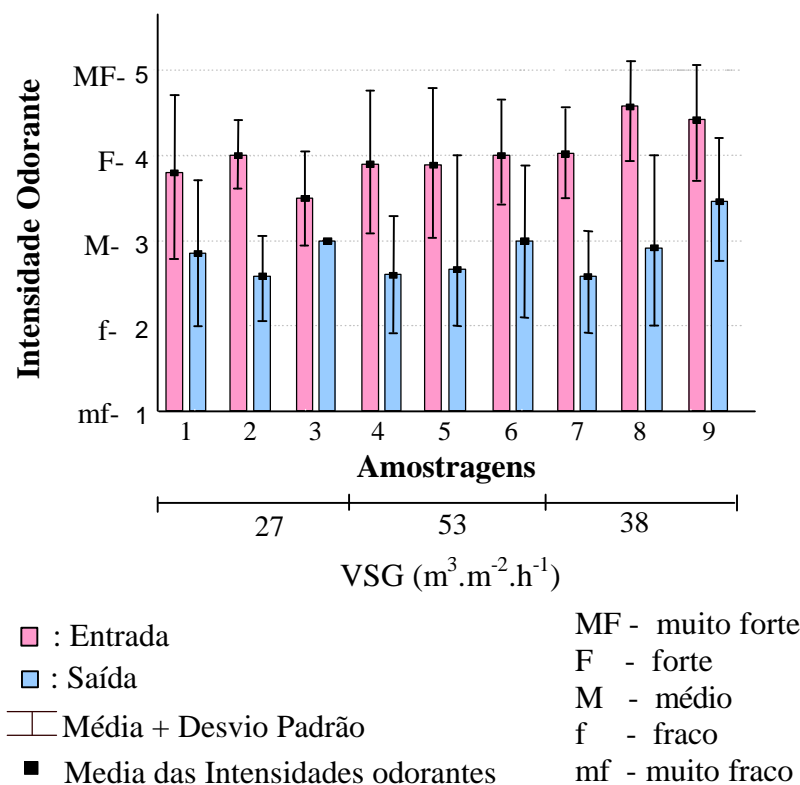


Figura 5.7 - Evolução da intensidade odorante no biofiltro com turfa, sem o fornecimento diário de umidade.

Na aplicação das três primeiras VSG's (27, 53 e 38 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), a maioria das análises olfatométricas para a entrada do biofiltro, apresentou, nas respostas dos júris, intensidades odorantes aproximando-se na intensidade forte, porém apresentando como exceções nas amostragens 3, que obteve intensidade odorante variando de médio a forte; 8 e 9, apresentando intensidades variando no intervalo de forte a muito forte. O desvio padrão em torno da média para as amostragens 2, 3, 7, 8 e 9 não foi significativo.

Na saída, a maioria das amostragens apresentou, como média, intensidades odorantes variando de fraco a médio, porém, apresentando como exceção as amostragens 9, que apresentou intensidade odorante variando no intervalo de médio a forte, contudo, aproximando-se da intensidade odorante média. No geral, para as três VSG's a maioria das amostragens apresentou, no cálculo das médias, valores aproximando-se do valor correspondente a uma intensidade odorante média.

A subjetividade do júri interferiu no cálculo das médias das intensidades odorantes para cada amostragem.

A Figura 5.8 apresenta o gráfico com as intensidades odorantes para a entrada e saída do biofiltro para o período em que o fornecimento de umidade no meio filtrante era diário.

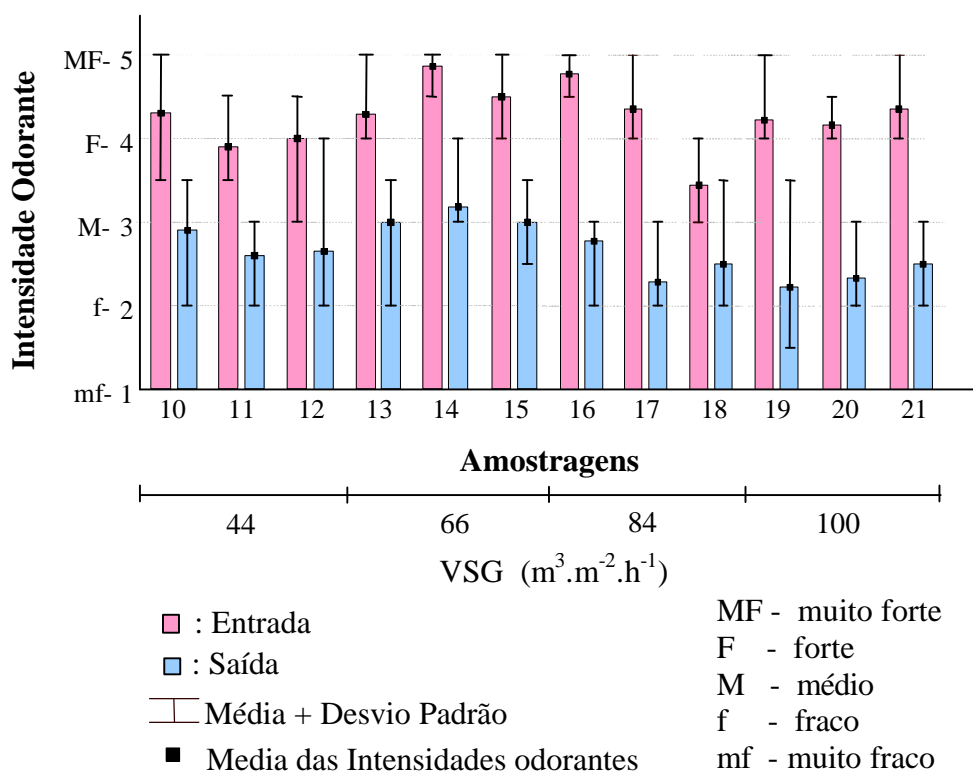


Figura 5.8 - Evolução da intensidade odorante, com o fornecimento diário de umidade.

A Figura 5.8 apresenta uma grande variação das intensidades odorantes, tanto na entrada como na saída do biofiltro. Na aplicação da VSG de $44 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, o cálculo das médias das intensidades odorantes, para a entrada do biofiltro, apresentou valores aproximando-se do valor correspondente a uma intensidade odorante forte. Na saída, o cálculo das médias apresentou, em sua maioria, valores aproximando-se do valor correspondente a uma intensidade odorante média. Nota-se que a variação do desvio padrão em torno da média foi muito pequena.

Para a VSG de $66 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, o cálculo das médias das intensidades odorantes, para a entrada do biofiltro, apresentou valores que correspondem a uma intensidade odorante variando no intervalo de forte a muito forte. Na saída, o cálculo das médias apresentou valores aproximando-se do valor correspondente a uma intensidade odorante média.

Para a VSG de $84 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, a maioria das amostragens apresentou, como média, intensidades odorantes variando de forte a muito forte, com exceção da amostragem 18 que apresentou intensidade odorante variando de médio a forte. Já para a saída, as amostragens apresentaram intensidades odorantes variando de fraco a médio, aproximando-se, em sua maioria, da intensidade odorante fraca. A variação do desvio padrão em torno da média, tanto na entrada quanto na saída, foi pequena.

Para a VSG de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, as amostragens apresentaram, como média, intensidades odorantes variando de forte a muito forte, porém aproximando-se da intensidade odorante forte. Na saída, a variação foi de fraco a médio, aproximando-se da intensidade odorante fraca. A variação do desvio padrão em torno da média, tanto na entrada quanto na saída, foi pequena.

Como a condição operacional mais desfavorável a aplicação da VSG de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ com tempo de contato de 30s obteve, em média, intensidade odorante forte na entrada e fraca na saída do biofiltro, mostrando que neste estudo esta foi a condição otimizada para a redução das intensidades odorantes.

Neste caso, devido a análise olfatométrica ser uma análise instantânea e subjetiva, e os compostos odorantes serem amostrados de forma composta não é possível fazer comparações entre os resultados obtidos para estas análises.

5.2.3 Avaliação do biofiltro utilizando uma fonte sintética de gás mal odorante.

Nesta etapa utilizou-se como fonte de gás mal odorante um cilindro contendo uma mistura de H_2S com concentração de 100 ppm. Esta mistura foi diluída com ar atmosférico a uma concentração de 3,5 e 1,8 ppm. A partir destas concentrações aplicou-se a análise olfatométrica, obtendo diferentes intensidades odorantes. Para avaliação desta análise aplicou-se a condição operacional de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, com tempo de contato de 30s. A Figura 5.9 apresenta o gráfico com as intensidades odorantes para a entrada e saída do biofiltro para cada concentração aplicada, sendo apresentada a média e o desvio padrão obtidos em cada amostragem.

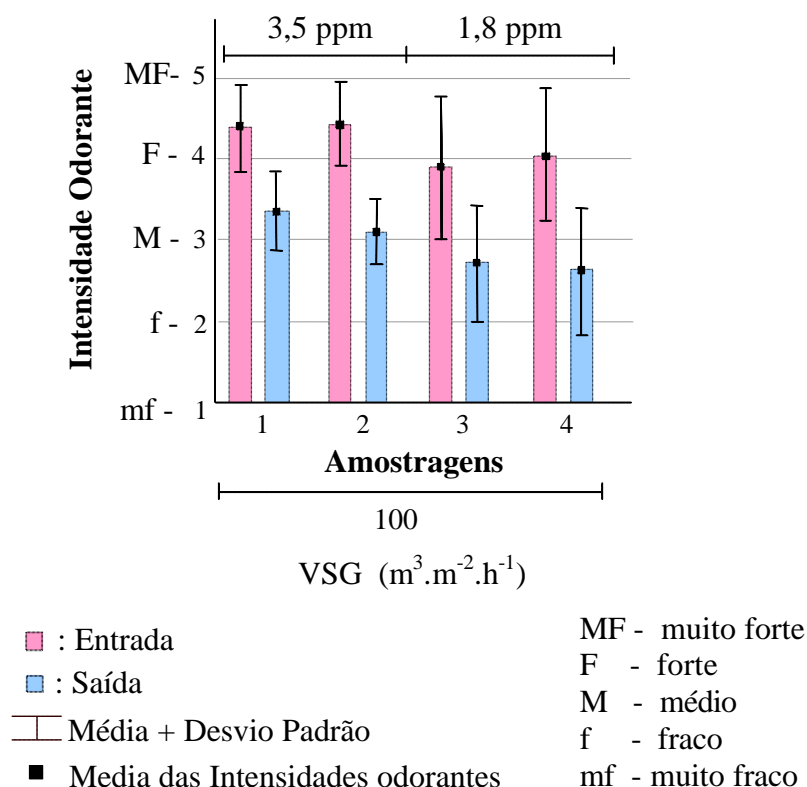


Figura 5.9 - Evolução da intensidade odorante no biofiltro com turfa.

A Figura 5.9 mostra que, quando aplicada a concentração de 3,5 ppm, as análises olfatométricas para a entrada do biofiltro apresentaram intensidades odorantes, variando de forte a muito forte, todavia o cálculo das médias mostra a aproximação a uma intensidade odorante forte. As respostas obtidas para a saída mostraram intensidades odorantes variando no intervalo entre a intensidades médias a fortes, aproximando-se da intensidade média. A variação do desvio padrão em torno da média, tanto para a entrada como para a saída, foi pequena. Nesta análise, alguns membros do júri disseram que a amostra de gás analisado, para a entrada do biofiltro, era mais forte que o nível mais alto da escala usada como referência na comparação das intensidades odorantes, chegando a apresentar um incômodo

olfativo. Neste caso, a intensidade odorante é atribuída ao nível máximo da escala de referência.

A avaliação dos membros do júri apontou que, para a concentração de 1,8 ppm, as análises olfatométricas realizadas para as amostras dos gases coletados na entrada do biofiltro, apresentaram intensidades odorantes variando de médio a forte, aproximando-se da intensidade odorante forte. Já em relação à saída, as intensidades odorantes variaram de fraco a médio, aproximando-se da intensidade odorante média. O desvio padrão em torno da média, tanto na entrada quanto na saída, apresentou variação significativa, podendo comprometer a interpretação dos resultados.

Observa-se que, mesmo aplicando concentrações variadas, as análises olfatométricas para as quatro amostragens, apresentaram intensidade odorante forte na entrada e médio na saída. O que mais uma vez reforça a subjetividade desta metodologia de análise.

5.2.4 Caracterização do material filtrante (Turfa)

Como descrito no Item 4.2.8 a caracterização física do material filtrante foi obtida mediante a análise da matéria pelo laboratório da CIDASC, sendo realizada na turfa “in natura” e após o término da fase experimental do biofiltro, os parâmetros de umidade e matéria orgânica foram realizados no Laboratório Integrado de Meio ambiente (LIMA), seguindo as recomendações do Standard Methods.

Como mostra a Tabela 5.2 a amostra de turfa utilizada como meio filtrante apresenta a seguinte composição, “in natura” e ao final do experimento. Destaca-se que esta composição de nutrientes refere-se a apenas uma amostra da turfa “in natura” e uma amostra da turfa após a fase experimental. Ressaltando que a variabilidade da turfa é muito grande.

Tabela 5.2 - Composição da turfa “in natura” e após a fase experimental

Composição de nutrientes %	Turfa orgânica natural	
	“In natura”	Final do experimento
NTK	0,94	1,02
S	0,13	0,092
Umidade	83	80
M.O	12,7	17,85
pH	3,0	3,3

Observa-se que ocorreu um aumento dos nutrientes após a fase experimental contribuindo para um aumento da matéria orgânica verificando, assim, a ocorrência de um

processo biológico. O enxofre apresentou uma redução após a fase experimental. No processo biológico de degradação do H_2S a fração que não foi removida, em termos de concentrações, parte foi consumida, parte foi utilizada para o crescimento das próprias bactérias atuantes na degradação do composto e parte foi adsorvida no meio filtrante. Como a alimentação do biofiltro, com o gás produzido no digestor, foi de quatro horas diárias, sendo que nas vinte horas restantes o sistema era mantido em constante aeração, provavelmente a falta de substrato gerava um consumo, pelas bactérias, do enxofre adsorvido na turfa provocando uma redução do enxofre após a fase experimental.

Houve uma pequena redução na umidade do meio filtrante ficando, entretanto, em conformidade com a umidade necessária ao bom funcionamento de um processo biológico. Em relação ao pH, houve um aumento do mesmo após a fase experimental, contudo permanecendo ainda em níveis ácidos. Provavelmente esses baixos valores de pH não interferiram no processo de degradação do gás sulfídrico, haja vista que as bactérias oxidantes do enxofre prosperam em pH baixo. Já em relação a amônia a presença de um pH baixo inibe o crescimento de bactérias que atuam na degradação deste composto.

Devido a análise de apenas uma amostra, “in natura” e após a fase experimental, de cada meio filtrante seria prematuro tecer comentários mais específicos entre os dois meios (composto orgânico e turfa), haja vista que apenas uma amostra não é representativa para avaliar a composição de nutrientes. A nível de avaliação comparativa para verificação de mudanças na composição do meio filtrante, seria interessante a análise de amostras coletadas em pelo menos três camadas ao longo do perfil do meio filtrante, após cada mudança de condições operacionais.

5.2.5 Microscopia eletrônica de varredura

Embora o estudo microbiológico não tenha sido objetivo desta pesquisa os exames de microscopia eletrônica foram usados apenas para denotar a estrutura do meio filtrante antes e após a fase experimental da pesquisa. Dentre as várias fotografias obtidas, selecionou-se três apresentando a estrutura da turfa “in natura” e quatro apresentando a estrutura após a fase experimental. As fotografias referentes à amostra da turfa “in natura” são apresentadas nas Figuras 5.10, 5.11 e 5.12; as referentes a turfa após a fase experimental, nas Figuras 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16.

Nas micrografias das Figuras 5.10, 5.11 e 5.12, com um aumento de 15x, 100x e 1000x respectivamente, observa-se que a turfa “in natura” apresenta uma estrutura irregular

sem a formação de biofilme. Devido a esta irregularidade não foi possível obter micrografias com um aumento acima de 1000x.

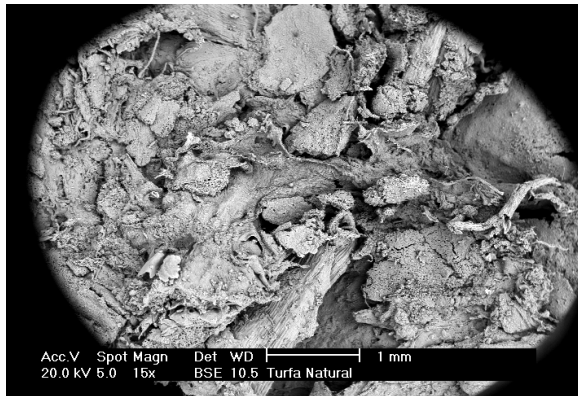


Figura 5.10 -Turfa in natura aumento de 15x.

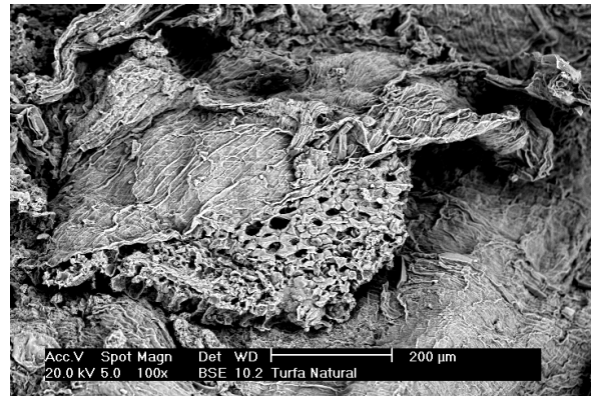


Figura 5.11- Turfa in natura aumento de 100x

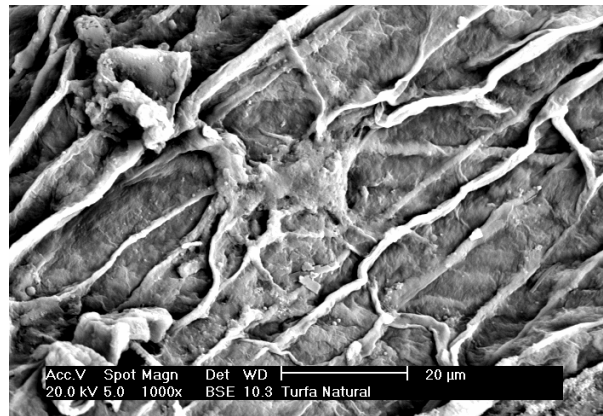


Figura 5.12 - Turfa in natura aumento de 1000x

Na micrografia representada na Figura 5.13, com um aumento de 15x, observa-se uma mudança na estrutura do material, passando a apresentar uma superfície ainda mais irregular.

Na micrografia representada na Figura 5.14 com um aumento de 100x observa-se a formação biológica do biofilme, destacando-se também a irregularidade do material e suas diversas profundidades.

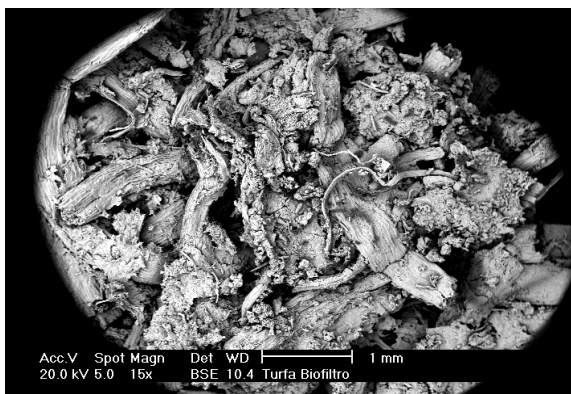


Figura 5.13- Turfa Biofiltro aumento de 15x.

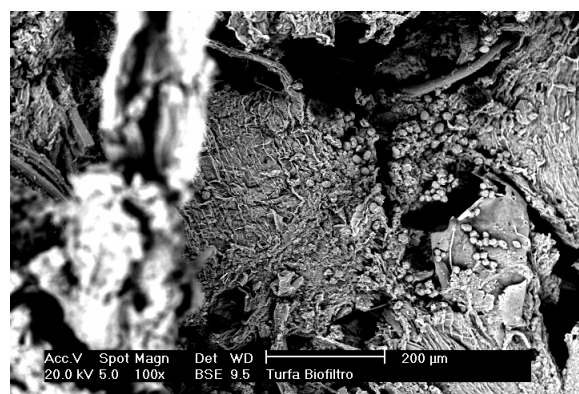


Figura 5.14-Turfa Biofiltro aumento de 100x.

Nas micrografias representadas nas Figuras 5.15 e 5.16 com um aumento de 1000x, observa-se a presença de colônias de bactérias na estrutura da turfa formando o biofilme.

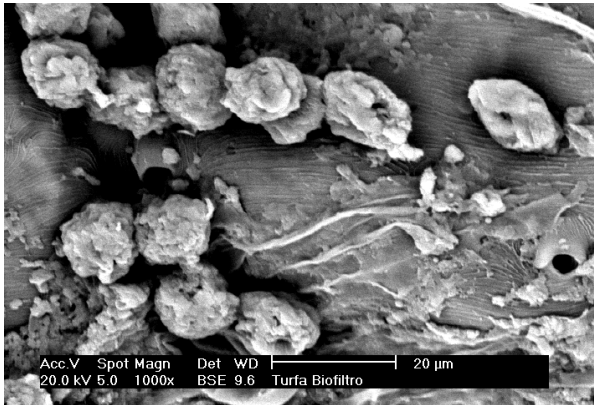


Figura 5.15-Turfa Biofiltro aumento de 1000x

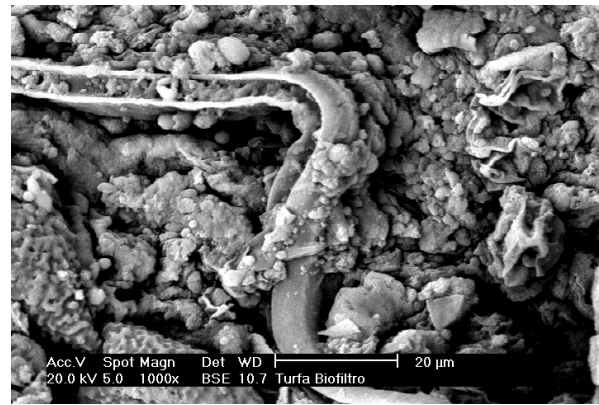


Figura 5.16 - Turfa Biofiltro aumento de 1000x

Embora o exame de microscopia não tenha sido suficiente para identificar microrganismos, através da visualização micrográfica, de maneira geral, observou-se a ocorrência de colônias de microrganismos na turfa, após a fase experimental.

CAPÍTULO VI

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 CONCLUSÕES

Este trabalho apresentou a avaliação de dois biofiltros com diferentes meios filtrantes utilizando fontes antrópicas e sintética de gases mal odorantes. Os experimentos foram conduzidos aplicando diferentes condições operacionais e observando a eficiência de remoção para os compostos de H_2S e NH_3 , bem como avaliando as reduções dos odores em termos de intensidade odorante.

A partir dos resultados apresentados no Capítulo 5, obtidos nas duas etapas desta pesquisa, chegou-se às seguintes conclusões:

Biofiltro com composto orgânico

- O biofiltro apresentou na melhor condição operacional ($60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ com tempo de contato de 30s) uma redução das concentrações de H_2S e de NH_3 , obtendo eficiência de remoção de 58 e 86 % respectivamente para os referidos compostos.
- A análise olfatométrica apresentou, na maioria da média, intensidade odorante forte na entrada e médio na saída do biofiltro.

Biofiltro com leito de turfa utilizando uma fonte antrópica de gás mal odorante

- O biofiltro apresentou a condição operacional de $84 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ com tempo de contato de 35s como a melhor condição para remover as concentrações de H_2S e NH_3 , obtendo uma eficiência de remoção de 73 % e acima de 90% para os respectivos compostos. Nesta condição, aplicou-se uma carga hidráulica de $34 \text{ l H}_2\text{O}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Para a análise olfatométrica o biofiltro apresentou na condição otimizada ($100 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ com tempo de contato de 30s), na maioria das médias, intensidade odorante forte na entrada e fraca na saída.
- Como a turfa apresentou condições ácidas durante todo o período de monitoramento do biofiltro, há fortes indícios que o processo inicialmente predominante na remoção do composto NH_3 foi um processo físico-químico através de adsorção, contudo esta condição de acidez não interferiu na remoção do H_2S através de um processo biológico.

- A opção pela manutenção diária de umidade no biofiltro mostrou ser um dos pontos contribuintes na remoção dos compostos odorantes e na redução das intensidades odorantes, proporcionando condições favoráveis ao desenvolvimento de bactérias, já que as mesmas necessitam de um meio úmido para se desenvolverem.
- Através do exame microscópico, realizado após a fase experimental, pôde-se verificar a formação de biofilme, apresentando várias colônias de bactérias, caracterizando a ocorrência de um processo biológico.

Biofiltro com leito de turfa utilizando uma fonte sintética de gás mal odorante

- As análises olfatométricas aplicadas tanto para a concentração de 3,5 ppm quanto de 1,8 ppm apresentaram, em média, intensidade odorante forte na entrada e média na saída do biofiltro.
- A subjetividade das respostas dos júris interferiu no cálculo das médias das intensidades odorantes. A interação das análises químicas com a análise olfatométrica se faz necessária como complemento na avaliação dos odores.

6.2 RECOMENDAÇÕES

- Recomendam-se metodologias analíticas mais precisas, como a cromatografia gasosa, ou detector específico para quantificar os compostos mal odorantes em pequenas concentrações.
- Testar diferentes materiais como meios filtrantes, fazendo um estudo comparativo entre eles aplicando as mesmas condições operacionais, a fim de saber a potencialidade de cada material na remoção dos compostos odorantes.
- Quanto à umidade, recomenda-se um estudo específico para a determinação do teor da mesma, necessário a um processo biológico de tratamento de gases, estudando suas possíveis variações para cada meio filtrante.
- Recomenda-se um acompanhamento microbiológico do material filtrante a fim de obter informações relevantes como: o tipo de bactéria atuante no processo de degradação do H_2S e NH_3 , os parâmetros interferentes em seu crescimento e etc.
- Quando verificada a acidez do meio filtrante, recomenda-se teste de adsorção para verificar se o processo predominante na degradação dos compostos mal odorantes é um processo físico-químico ou não.

CAPÍTULO VII

7 BIBLIOGRAFIA

AFNOR X 43-103. Qualité de l'air. **Mesurage de l'odeur d'une atmosphere gazeuse.** Méthode Supraliminaire. 1990.

AFNOR X 43-101. Qualité de l'air. **Méthode de mesurage de l'odeur d'u effluent gazeux.** Determination du facteur de dilution au seuil de perception. 1986.

ALEM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T. **Coleta e transpote de esgoto sanitário**, 2000.

ANIT, S. B.; ARTUZ, R. J. **Biofiltration of Air**. Disponível em : <http://inventors.about.com/library/inventors/blbiofilter.htm>>. Acesso em 22 de fev. 2003.

ASTM. Designation: **E 544-75 Standard Practices for Referencing Suprathreshold Odor Intensity**. 1997.

BAILEY, J. E. ; OLLIS, J. F. **Biochemical Engineering Fundamentals**. 2nd Edition. McGraw-Hill. New York, 1986.

BELLI FILHO, P. **Stokage et odeurs dès dejections animals: cas du lisier de porc**. 1995. Thèse (Doctorat Sciences Chimiques) – Université de Rennes, France.

BELLI FILHO, P; MARTIN, G. **Biodesodorização de emissões gasosas**. In: III Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Gramado, RS, 1996.

BELLI FILHO; DE MELO LISBOA, H. **Avaliação de emissões odorantes**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Vol. 3, n.º3, p. 101-106, 1998.

BELLI FILHO, P. et al. **Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários**. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – PROSAB, cap. 8, 2001.

BOHN, H. **Consider Biofiltration for decontaminatin gases**. Chemical Engineering Progress, 34-40, 1992.

BOHN, H. **Bioprocessing of organic gases in waste air**. Symposium on Bioremediation ans Bioprocessing. 205 th National Meeting. American Chemical Society, Denver, Co, 28 Mars-2 April, 287-289, 1993.

CABRAL, F. A.S.; BELLI FILHO, P. **Tratamento de odores em digestores anaeróbio utilizando o processo de biofiltração**. In : XXVIII Congresso Interamericanos de Ingenieria Sanitária y Ambiental, 2002, Cancun, México.

CARVALHO, C. M. **Odor e biodesodorização em reatores anaeróbios**. 2001. 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental . Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

CEN. Air quality – **Determination of odour concentration by dynamic olfactometry.** DRAFT prEN 13725. European Committee for Standardization. 1999.

CLIFF, D.; WICKS, C. **A novel method for the detection of spontaneous combustion.** QUT School of Natural Resources, 1997. Disponível em : <http://www.australiancoal.csiro.au/pdfs/cliff_wicks.pdf>. Acesso em 22 de fev. 2003.

CHITWOOD, D. E.; DEVINNY, J. S. **Treatment of mixed hydrogen sulfide and organic vapors in a rock medium biofilter.** Water Environment Reserch, vol. 73, nº 4, 2001.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 003, de 28 de junho de 1990. Disponível em: <[http:// www.lei.adv.br/003-90.htm](http://www.lei.adv.br/003-90.htm)>. Acesso em: 25 de fev. 2003.

COX, H.H.J e M.A. DESHUSSES. **Biotrickling Filters for Air Pollution Control.** In G. Bitton (Editor-in-Chief), The Encyclopedia of Environmental Microbiology, 2000a. Disponível em: <<http://enr.ucr.edu/~mdeshuss/>> . Acesso em 20 de fev., 2003.

COX, H.H.J and M.A. DESHUSSES. **Biotrickling Filters.** In C. Kennes (Editor), Bioreactors for Waste Gas Treatment. Kluwer Academic Publisher bc4.pdf. cap 4, 2000b. Disponível em: <<http://enr.ucr.edu/~mdeshuss/>> . Acesso em 20 de fev., 2003

COX, H.H.J ; DESHUSSES. M.A. **Co-treatment of H₂S and toluene in a biotrickling filter.** Chemical Engineering Journal, 3901, 1-10, 2001. Disponível em: <<http://enr.ucr.edu/~mdeshuss/>> . Acesso em 20 de fev., 2003

DE MELO LISBOA, H. **Contribution à la mise en oeuvre et à la validation de modeles de dispersion atmosphérique applicables aux composés odorants.** 1996. Thèse Doctorat. Ecole dès Mines d’Alès, 196 p. Université de Pau et des Pays de l’Adour.

DE MELO LISBOA, H., et al. **Metodologias para avaliação de odores em refinaria de petróleo.** In: XXVIII Congresso Interamericanos de Ingenieria Sanitária y Ambiental, 2002, Cancun, México.

DESHUSSES, M. A. ; C. T. JOHNSON. **Development and validation of a simple protocol to rapidly determine the performance of biofilters for VOC treatment.** Environ. Sci. Technol. 34: 461-467, 2000.

EASTER, C. C.; OKONAC, C. C. **Biofilter systems for odor control in wastewater treatment applications, an o overview of issues and options.** Proceedings of Odor and VOC 2000, Water Environment Federation.

EPA – Environmental Protection Agency. **Guide to field storage of biosolids.** EPA/832-B-00-007.July 2000. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/fsguide.pdf>>. Acesso em 20 de fev., 2003.

- FATMA – Fundação do Meio Ambiente. **Decreto nº 14.250 de 5 de junho de 1981**. Disponível em :<<http://www.fatma.sc.gov.br/>>. Acesso em: 25 de fev. 2003.
- FERNANDEZ, B. **Contribution a l’elaboration d’une methodology d’analyse physico-chimique de composes odorans**. These . Académie de Bordeaux, 1997.
- FRECHEN, F.-B. **Regulations and policies**. Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control, Parte I, cap. 2, 2001.
- FERREIRA, E. S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação biológica**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre- Brasil.
- GODINOT, N. **Perception et Catégorisation des Odeurs par l’Homme**. Thèse (Neurosciences & Olfaction), Université Claude Bernard Lyon. Disponível em: <<http://www.olfact.univ-lyon1.fr/~GODINOT/dea.html>>. Acesso em: maio de 2001.
- GOSTELOW, P.; PARSONS, S.A. **Sewage treatment Works odour measurement**. Water Science and Technology. Vol 41, nº 6, pp 33-40. 2000.
- GOSTELOW, P.; PARSONS, S.A.; STUETZ, R. M. **Odour measurement for sewage treatment works**. Water Res. 35. 579-597, 2001.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Resolução Sema 41/02**. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/iap/Resolucao041-02.pdf>>. Acesso em: 25 de fev. 2003.
- JIANG, J. **Wang dynamic olfactometer**. Disponível em :<<http://www.odour.civeng.unsw.ed.au>>. Acesso em: 21 de fev, 2003.
- JIANG, J.; KAYE, R. **Sampling techniques for odour measurement**. Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control, Parte III, cap. 5, 2001.
- JONES, K. et al. **Kinetic evaluation of H₂S and ammonia biofiltration for air emissions control**. Air & Waste Management Association National Conference. Baltimore, june 24-26, 2002. Disponível em : <http://www.bioreaction.com/papers/kinetic_eval.pdf>. Acesso em 19 de fev. 2003.
- KOE, L. C. C.; YANG, F. **A bioscrubber for hydrogen sulphide removal**. Water Science and Technology. Vol 41, nº 6, pp 141-145.
- LAMBERT, S. D.; BEAMAN, A. L.; WINTER, P. **Olfactometric characterization of sludge odours**. Water Science and Technology, vol. 41, nº6, pp 49-55.
- LE CLOIREC, P.; FANLO, J. L.; DEGORGÉ-DUMAS, J. R., 1991. **Odeur et désodorisation industrielles**. Ecole des Mines D’Alès.
- LE CLOIREC, P. **Les Composés organiques volatils dans l’environnement**. 1998.

LE CLOIREC, P.; HUMEAU, P.; RAMIREZ-LOPEZ, E. M.,. **Biotreatments of odours : control and performance of a biofilter and a bioscrubber**. Water Science Technology, 2001, vol 44 n° 9 pp 219-226.

LONGHURST, P. **Monitoring nuisance and odour modeling**. Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control, Parte IV, cap. 13, 2001.

MARIS, C.; LAPLANCHE, A. **Analyse globale des mercaptanas et de l'hydrogène sulfuré dans l'air par gravimétrie**. Rapport de recherche n.º1, Juin, 1994.

MARTIN, G; LAFFORT, P. **Odeus et Désodorization dans l'environnement**. 1ª ed. Tec & Doc Lavoisier, Paris, 425 pp. 1991.

MATOS, T.A. **Avaliação do uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento de secundário de esgoto sanitário e para biodesodorização contendo gás sulfídrico**. 2001. 121f. Dissertação (Mestrado em engenharia Ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.

MCGINLEY, M. A.; MCGINLEY, C. M. **Olfactomatics : Aplied mathematics for odor testing**. WEF odor / VOC, Specialty Conference Cincinnati, 2000.

MCGINLEY, C. M.; MCGINLEY, M. A; MCGINLEY, D. L. **“Odor Basics” Understanding and using odor testing**. The 22nd Annual Hawaii Water Environment Association Conference Honolulu, Hawaii: 6-7 June, 2000.

MCGINLEY, C. M. **Enforceable permit odor Limits**. The Air e Waste Management Association Environmental Permitting Symposium II – Chicago, 14-16 November, 2000.

MCGINLEY, C. M.; MAHIN, T. D.; POPE, R. J. **Elements of successful odor / odor laws**. WEF odor / VOC Specialty Conference Cincinnati. 16-19 April, 2000.

MCGINLEY M. A.; MCGINLEY, C. M. **The New European Olfactometry Standard : Implementation, experience and perspectives**. Air and Waste Management Association. Annual coference technical program session n° : EE-6b, 2001.

MCGINLEY, C. M.; MCGINLEY, M. A. **Odor testing biosolids for decision making**. Water Environment Federation Specialty Conference: Residuals and Biosolids Management Conference. Austin, 3-6 March, 2002.

MIGAUD, V., 1996. **Études de bioprocédés (filtres Percolateurs et biolaveurs) de traitement de gaz - Approche des choix technologiques**. Thèse (Docteur Sciences Chimiques) – École Nationale Supérieure de Chimie de, Rennes. 1165 p.

MORTON, C. M. **Methods for estimating odor emissions**. Water Environment Federation. Odors end Toxic Air Emissions, 2002.

PELCZAR, M. J.; REID, R.D. **Microbiologia: Conceitos e aplicações**. 2ª edição, São Paulo. 1997.

PINJING, H. et al, 2001. **Removal of hydrogen sulfide and methyl mercaptans by a packed tower with immobilized micro-organism beads**. Water Science Technology, vol 44, nº 9, pp 327-333.

PHILIPS, R.J., 1997. **Odor Control of Food Processing Operations by Air Cleaning Technologies (Biofiltration)**. Disponível em: <http://www.cip.ukcentre.com/smell.htm>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2003.

PROKOP, W. **Odors**. In: Air Pollution Engineering Manual. USA, Air & Waste Management Association, 1996.

RAMIREZ-LOPEZ, E.M.; MONTILLET, A.; LE CLOIREC, P.,. **Biofiltration of volatile organic compounds- application to air treatment**. Water Science Technology, vol 41, nº 12, pp 183-190. 2000

RIBEIRO, J. T. **Controle de odores em sistemas de esgoto sanitário**. Esgoto Sanitário-Coleta, transporte tratamento e reuso agrícola. 1ª Edição, 2003.

SCHOWENGERDT, M. et al (2000). **Performance Comparison of Two Biofilters for Lift Station Odor Control**, Lee County, Florida, In: Proc. Of Odors and VOC Emissions 2000, Water Environment Federation, Cincinnati, Ohio, April 16 – 19.

SILVA, G. P. **Avaliação de incômodos olfativos emitidos pela suinocultura-Estudos na bacia hidrográfica do rio dos fragosos e na região urbana do município de Concórdia**. 2002. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SOSA, A. G.; ALMEDA, F. M.; TORRES, I. A. **Evaluación del proceso de remoción de H₂S utilizando un biofiltro, en el proceso de espesadores de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales en el municipio de Acapulco, Guerrero México**. In: XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2002, Cancún – México.

ST. CROIX SENSORY. **“Odour School”**. CD, St. Croix Sensory Inc., 2000.

STUETZ, R. M. et al. **Monitoring wastewater odours using an electronic nose**. Water Science Technology, vol. 41, nº6, pp 41-47.2000.

STUETZ, R. M.; GOSTELOW, P.; BURGESS, J. E. **Odour perception**. Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control, Part I, cap. 1, 2001.

SUN, Y.; CLANTON, C. J.; JANNI, K. A. **Nitrogen and sulfur balances in biofilters affected by media moisture content and gas retention time**. ASAE Annual International Meeting Sponsored by ASAE and CSAE-SGCR. July 18-22, 1999.

TRG, 2002. **Conference on biofiltration. University of Southern California**. Disponível em : <<http://www.trgbiofilter.com/technology.htm>>. Acesso em : 20 fev. 2003.

TRUPELL, A. **Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação da qualidade de seu efluente**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

VAN GRONESTIJN, J.; HESSELINK, P., 1993. **Literature review**. Cap 2. Disponível em:<<http://etd.Isu.edu:8085/docs/available/etd-0418102-141608/unrestricted/CH2.041702.CWN.pdf>> . Acesso em : 20 de fev. 2003. 20:33.

VAN LAGENHOVE, H; DE HEYDER, B. **Biotechnological treatment of sewage odours**. In : Odours in Wastewater Treatment – Measurement, modeling and control. 434 p, 2001.

VDI 3881. **Olfactometry. Odour Threshold Determination - Fundamentals**. Part 1, may 1986.

VDI 3881. **Olfactometry. Odour Threshold Determination - Sampling**. Part 2, January 1987.

VDI 3882. **Olfactometry. Determination of Odour Intensity**. Part 1, October 1992.

VDI 3882. **Olfactometry. Determination of Hedonic Odour Tone**. Part 2, September 1994.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.1997. Vol 4. Universidade Federal de Minas Gerais.

Water Environment Federation (WEF). **Odor control in wastewater treatment plants**. WEF - manual of practice nº 22 and American Society of Civil Engineers (ASCE), manual and reports on engineering practice nº 82, 1995.

YANG, Y; GAINES, F; TOGNA, A. P, 2002. **Biofiltration of potw odors: problems and solutions**. WEF.

ZHANG, Q. et al 2002. **Odour production, evaluation and control**. Disponível em: <<http://www.manure.mb.ca/projects/completed/pdf/02-hers-03.pdf>>. Acesso em : 07 de mar. 2003, 16:42.